



**DEPARTAMENTO DE GEOLOGÍA Y GEOQUÍMICA
FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID**

CARACTERIZACIÓN BIOGEOQUÍMICA Y ESTADO NUTRITIVO DE MASAS DE *QUERCUS ILEX, L.* EN LA ESPAÑA PENINSULAR

MARÍA ISABEL GONZÁLEZ GONZÁLEZ

Licenciada en Ciencias Biológicas

Directores

M^a ROSARIO GONZÁLEZ CASCÓN

Doctora en Ciencias Químicas

RAIMUNDO JIMÉNEZ BALLESTA

Doctor en Ciencias Químicas

2012



ROSARIO GONZÁLEZ CASCÓN, Científico Titular de Organismos Públicos de Investigación del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria de Madrid y,

RAIMUNDO JIMÉNEZ BALLESTA, Catedrático de Edafología y Química Agrícola, del Dpto. de Geología y Geoquímica, de la Universidad Autónoma de Madrid

CERTIFICAN:

Que la presente memoria titulada: **CARACTERIZACIÓN BIOGEOQUÍMICA Y ESTADO NUTRITIVO DE MASAS DE QUERCUS ILEX, L. EN LA ESPAÑA PENINSULAR**, que para optar al grado de Doctor en Ciencias presenta D^a **MARÍA ISABEL GONZÁLEZ GONZÁLEZ**, licenciada en Ciencias Biológicas, se ha llevado a cabo bajo nuestra dirección en los laboratorios del Departamento de Medio Ambiente del Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria de Madrid

Considerando que la mencionada memoria representa trabajo de tesis, autorizamos su presentación ante la Comisión de Doctorado de la Universidad Autónoma de Madrid, al objeto de ser defendida y evaluada por el tribunal correspondiente.

Y para que conste firmamos el presente documento en Madrid a 11 de Mayo de 2012.

M^a Rosario González Cascón

Raimundo Jiménez Ballesta.

La realización de esta tesis doctoral se ha llevado a cabo en el Instituto de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA), dentro de los proyectos de investigación CGL2008-02301 y RTA2010-00065 del Plan Nacional de Investigación de I+D y de diversos convenios de colaboración DGCONA-INIA

A mis padres

A mi hermano

A Benito

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas a las que tengo que agradecer el apoyo y la colaboración en la elaboración de esta Tesis Doctoral.

Ante todo quiero dar las gracias a mis directores de Tesis, Charo y Raimundo, a Charo, por su esfuerzo, paciencia y dedicación en el día a día y a Raimundo por su ayuda, comprensión y empuje final. Ambos me han introducido en el mundo de la investigación, cada uno en su campo de conocimiento, que me han enriquecido profundamente.

A Manuel López Arias, coordinador del proyecto en el cual se inició esta tesis y a su sucesor, José Manuel Grau Corbí, de quien desde el primer momento tuve su apoyo y ayuda para finalizarla.

A Mila, por todos los años de amistad y apoyo en los momentos difíciles; a Ana Carmen, mi compañera de despacho, por su prácticos consejos; a Mayte, Ángeles, Rocío, Anita, Marta, Carmen, Jose.....y a los que ya no están en el INIA, pero que me ayudaron en un momento determinado: Pepe, Fernando, David, Roberto, Rafa, Germán, Joselillo..... Y, cómo no, a Lola.

A Ángel Fernández Cancio por su inestimable ayuda con los datos climáticos y con la estadística.

Al grupo de trabajo del DGCONA (Gerardo, Miguel, Paloma, Belén.....), por su colaboración. A Jesús de Miguel y David Sánchez, por su ayuda con los mapas.

A Benito, por su paciencia ante mis frecuentes “ausencias” y cambios de ánimo.

Y por último, a toda mi familia porque siempre han estado ahí para darme ánimos, en especial a mi padre por los momentos difíciles por los que ha pasado.

A todos, y a los que seguramente me habré quedado en el tintero,

¡GRACIAS DE TODO CORAZÓN!

RESUMEN

La experiencia europea relativa al decaimiento o pérdida de vitalidad de los bosques durante la década de los 80, puso de manifiesto la necesidad de llevar a cabo un seguimiento de los procesos básicos de funcionamiento de estos ecosistemas, a fin de diferenciar modificaciones asociadas a su dinámica sucesional o perturbaciones generadas por agentes externos, (especialmente ante un posible escenario de cambio climático). En el caso de los encinares s.l., debido a su alta representatividad en la Península Ibérica y a la evidencia de signos de deterioro, estos hechos toman especial relevancia. No resulta extraño, por tanto, intentar contribuir en la investigación de algunos aspectos clave de los bosques de encina en la España Peninsular, como son la caracterización edafogeoquímica y el estado nutritivo de sus masas, dentro de una adecuada estratificación de los factores ambientales que gobiernan su desarrollo y condiciones actuales.

En el trabajo que conforma esta tesis doctoral se aborda la caracterización biogeoquímica y nutricional de numerosas masas de encina (103), seleccionadas dentro de la península ibérica y distribuidas a lo largo de un amplio rango de tipos de suelo y condiciones climáticas y que ocupan desde bosques densos de encina hasta formaciones adehesadas. Para ello se utilizan diversas herramientas tales como índices fitoclimáticos, indicadores edáficos (propiedades físicas, materia orgánica almacenada, propiedades acido-base, nutrientes en la fracción soluble y en la capa orgánica) y el diagnóstico del estado nutritivo.

Entre los resultados cabe señalar que del conjunto de variables que potencialmente afectan el gradiente de densidad y composición arbórea de estas formaciones forestales de *Q. ilex*, son las variables climáticas las más significativas, estando el gradiente de densidad arbórea asociado a un aumento en los contenidos de materia orgánica y de nitrógeno total en las capas minerales superficiales del suelo.

La complejidad de los controles y patrones edáficos para entender la distribución y variedad de escenarios de la encina apunta a que la nutrición forestal puede ser una herramienta útil, especialmente para la elaboración de escenarios alternativos que permitan la reducción de posibles impactos negativos. Para evaluar y diagnosticar el estado nutritivo se han utilizado tanto el análisis de concentraciones totales de nutrientes foliares, como las relaciones estequiométricas entre ellas, analizando al mismo tiempo la influencia, que en ambos puedan tener, las condiciones del sitio y las propiedades del suelo.

A partir de los análisis foliares realizados en 395 encinas, se han establecido niveles de macro y micronutrientes con los siguientes rangos de variación (percentil 5 y 95): nitrógeno ($10.6 - 17.4 \text{ mg g}^{-1}$); azufre ($0.8 - 1.3 \text{ mg g}^{-1}$); fósforo ($0.6 - 1.4 \text{ mg g}^{-1}$); calcio ($3.1 - 10.1 \text{ mg g}^{-1}$), magnesio ($0.9 - 2.3 \text{ mg g}^{-1}$), potasio ($3.9 - 9.2 \text{ mg g}^{-1}$), hierro ($63 - 473 \text{ mg kg}^{-1}$); manganeso ($28 - 2624 \text{ mg kg}^{-1}$); zinc ($15 - 38 \text{ mg kg}^{-1}$) y masa de 100 hojas ($2 - 11 \text{ g}$).

El diagnóstico foliar de las encinas en los puntos de muestreo ha indicado un estado nutritivo óptimo en la mayoría de ellos, si bien se detectan situaciones de deficiencia con respecto a los macronutrientes nitrógeno y fósforo y los micronutrientes hierro y manganeso. No obstante, para conocer la variabilidad espacial entre las concentraciones foliares se han calculado los coeficientes de variación a diferentes escalas espaciales. Los nutrientes cuya variabilidad espacial ha sido menor en todas las escalas, han sido aquellos cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos biológicos como son el nitrógeno, fósforo y azufre. El resto de nutrientes, cuyas concentraciones foliares parecen estar más relacionadas con las características del sustrato edáfico y del material de partida, presentan una variabilidad espacial muy superior.

En el estudio de la influencia de los factores climáticos y la nutrición, se han encontrado relaciones significativas especialmente en los elementos magnesio, hierro, manganeso y zinc, destacando un efecto positivo de la temperatura en las concentraciones foliares de magnesio y hierro.

Con el objeto de detectar posibles situaciones de deficiencia ó exceso en los árboles de encina estudiados se han determinado las siguientes relaciones: N/P, N/K, N/Ca, N/Mg, K/Ca, K/Mg y Ca/Mg, y se han comparando las relaciones obtenidas con los rangos óptimos establecidos. El 76 % de los valores obtenidos para dichas relaciones se encuentran dentro de intervalos óptimos.

Para establecer relaciones suelo-planta se ha analizado la concentración de elementos en la disolución del suelo en todos los puntos de estudio, con objeto de trabajar con una fracción más relacionada con su biodisponibilidad en el suelo. Los cationes de carácter básico han sido los mayoritarios en la disolución del suelo, siendo el orden de sus concentraciones: $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Mn} > \text{NH}_4$. La concentración iónica en la fracción soluble de la capa superficial del suelo está definida principalmente por la naturaleza del material originario. Relaciones significativas entre cada nutriente y su concentración en la fracción soluble se han obtenido para los elementos nitrógeno,

azufre, hierro y manganeso. Las relaciones obtenidas entre los nutrientes en hoja y en la disolución del suelo, han sido menos estrechas de lo que cabría esperar. Estos resultados podrían poner de manifiesto la posible existencia de mecanismos de control biológico interno para un uso eficiente de nutrientes en la especie *Quercus ilex*, y de esta forma, su estado nutritivo mostrar menos dependencia de su disponibilidad en el suelo.

El compartimento orgánico del suelo, ha explicado un porcentaje mayor de variación de las concentraciones foliares de fósforo, magnesio, hierro y manganeso, que la fracción soluble del suelo mineral, con excepción de las concentraciones foliares de nitrógeno, cuya variabilidad ha sido mejor explicada por la concentración de nitratos de la solución del suelo.

El análisis de regresión múltiple realizado para cada nutriente de forma individual con el conjunto de todas las variables edafo-climáticas estudiadas, han explicado un porcentaje no muy elevado de su variabilidad foliar, con excepción del micronutriente manganeso, cuya variabilidad ha sido explicada en un 76 % mediante las propiedades acido-base del suelo, su concentración en la capa orgánica superficial del suelo y el contenido en materia orgánica del suelo.

Dada la amplia distribución de los bosques de encina y la variabilidad que presentan dentro de la Península Ibérica, ofrecen un escenario singular de cara a cuantificar los “stocks” de carbono. Por este motivo se ha estimado en función de los datos obtenidos su papel en el secuestro de carbono. Los “stocks” de carbono orgánico calculados para los primeros 20 cm de suelo presentaron un amplio rango de variación, siendo ligeramente inferiores al rango estimado para suelos forestales a nivel Europeo. El análisis de las relaciones entre el conjunto de variables edafo-climáticas estudiadas y los “stocks” de carbono en horizontes superficiales del suelo, ha puesto de manifiesto que la capacidad de almacenamiento de carbono está favorecida por aportes elevados de materia orgánica, altos contenidos de arcilla, una matriz de suelo saturada de calcio y unas condiciones climáticas de aridez estival reducida.

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. La especie <i>Q. ilex</i> , L.: características y área de distribución	4
1.2. Efectos de los factores ambientales sobre los ecosistemas Mediterráneos	7
1.3. Herramientas para el seguimiento del estado de salud de las masas forestales	9
1.4. Caracterización biogeoquímica de las masas de encina	14
2. OBJETIVOS	19
3. MATERIALES Y MÉTODOS	23
3.1. Diseño de los puntos de muestreo	25
3.2. Establecimiento de formaciones forestales en los puntos de muestreo	27
3.3. Distribución y caracterización de los puntos en las cuatro formaciones establecidas	31
3.4. Determinación del área basimétrica	33
3.5. Metodología de caracterización fitoclimática	34
3.6. Metodología de muestreo y análisis físicos y químicos de suelos	34
3.6.1. Muestreo y preparación de las muestras	34
3.6.2. Análisis físicos	36
3.6.3. Análisis químicos	37
3.7. Metodología de muestreo y análisis de muestras foliares	39
3.7.1. Muestreo y preparación de las muestras	39
3.7.2. Análisis químico	41
3.8. Análisis estadístico	42
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
4.1. Características fitoclimáticas de los puntos de muestreo	45
4.2. Caracterización física y química de los suelos	53

4.2.1.	Caracterización física de los suelos	53
4.2.1.1.	Análisis granulométrico	53
4.2.1.2.	Elementos gruesos	64
4.2.1.3.	Densidad aparente	69
4.2.2.	Caracterización química de los suelos	77
4.2.2.1.	Propiedades acido-base	78
4.2.2.2.	Contenido en carbonato cálcico total	87
4.2.2.3.	Carbono orgánico	94
4.2.2.4.	Nitrógeno total	114
4.2.2.5.	Relación C/N	129
4.2.2.6.	Contenido total de nutrientes en la capa orgánica	143
4.2.2.7.	Concentración de elementos en la disolución del suelo	180
4.2.3.	Caracterización edáfica de los suelos	220
4.3.	Cuantificación de la capacidad de almacenamiento de carbono en los horizontes superficiales del suelo	231
4.3.1.	Variación de los stocks de carbono en el suelo	234
4.3.2.	Influencia de la densidad arbórea en la capacidad de almacenamiento de carbono	240
4.3.3.	Influencia del clima y la topografía en la capacidad de almacenamiento de carbono	245
4.3.4.	Influencia de la roca madre en la capacidad de almacenamiento de carbono	249
4.3.5.	Estudio de la acción conjunta del clima, la topografía y las propiedades fisicoquímicas del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono	251
4.4.	Estudio del estado nutritivo de las masas de encina	
4.4.1.	Caracterización del estado nutritivo	255
4.4.2.	Variabilidad espacial de la concentración foliar de nutrientes en los puntos de muestreo	276
4.4.3.	Variabilidad temporal de las concentraciones foliares de nutrientes	279
4.4.4.	Relaciones entre las concentraciones foliares de nutrientes	286
4.4.5.	Variabilidad de la concentración de nutrientes foliares según la formación forestal	290
4.4.6.	Influencia del clima en la concentración de nutrientes en hoja	294

4.4.7. Relaciones entre las concentración foliares de nutrientes y los parámetros físicos y químicos del suelo	303
4.5. Análisis integrado entre clima, suelo y estado nutritivo en las masas de <i>Quercus ilex</i> estudiadas	312
5. CONCLUSIONES	345
<hr/>	
6. BIBLIOGRAFÍA	353
<hr/>	
7. APÉNDICES	393
<hr/>	

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCION

El seguimiento y coordinación de la gestión de los bosques de encina requiere conocer adecuadamente la estratificación de los factores ambientales que gobiernan su desarrollo y su “status” actual.

La encina (*Q. ilex*) es un árbol permanentemente verde que caracteriza cualitativa y cuantitativamente los ecosistemas mediterráneos occidentales. Es en cierto modo su señal de identidad. Su esquema de variación, como sucede con otras especies forestales, revela la existencia de diferencias intraespecíficas de los factores ambientales, particularmente del tipo de suelo. Ante un escenario de cambio climático como el actual es necesario conocer las respuestas de los ecosistemas forestales mediterráneos, que dependen de la interacción de factores tales como la constitución genética, edad, nutrición y grado de adaptación (Schaub y Paoletti 2007).

Factores como la baja disponibilidad de agua y, en menor medida, la deficiencia de nutrientes pueden afectar a los bosques de encina (Roda et al. 1999, Sabate y Gracia 1994, Sardans y Peñuelas 2007, Sardans et al. 2008b). Según Terradas y Savé (1992), la encina tiene un carácter conservador en el consumo de agua, una transpiración cuticular baja y un alto ajuste osmótico, necesitándose más de 440 mm de precipitaciones anuales para que estos bosques persistan. Para estos mismos autores la sequía del verano y el frío del invierno son los factores abióticos que limitan la distribución del *Quercus ilex*. A su vez el incremento en las concentraciones de CO₂ en la atmósfera, en combinación con la sequía, puede resultar en ambientes mediterráneos un factor de estrés (Lindner et al. 2010). En este punto la profundidad del suelo juega un papel importante a la hora de superar los efectos negativos producidos por la sequía.

Según Cubera et al. (2009), los bosques de encina en la Europa mediterránea son los más abundantes, ocupando alrededor de 4,1 millones de hectáreas de bosques abiertos y conformando un mosaico de parches, como consecuencia de haber sufrido extensas fragmentaciones en su área de distribución (Lorenzo Rodríguez 2006, Plieniger 2006, Moreno et al. 2007, Moreno y Pulido 2009). Sin embargo desde la década de 1980 se ha producido una enorme preocupación por el deterioro de estas masas (Brasier 1996) debido, entre otros, a episodios prolongados de sequía que dieron lugar a procesos de decaimiento y muerte que tuvieron mayor incidencia en encinares (Tuset y Sánchez

2004) y a cambios en la gestión como el uso de maquinaria pesada, aumento de la ocupación etc.

La elevada heterogeneidad ambiental de la España peninsular ibérica, unida a una larga historia de explotación llevada a cabo por numerosas civilizaciones, han contribuido a conformar un complejo tapiz vegetal de la misma. En ella confluyen una notable heterogeneidad tanto del medio físico como de factores de explotación muy diversos asociados directa o indirectamente a actividades antrópicas (Ruiz de la Torre 1990). A escala regional los patrones de segregación y distribución de las principales especies forestales, no son producto del azar, sino que aparecen ligados a variaciones ambientales, principalmente climáticas y edáficas (Rivas-Martínez 1987). A pesar de que se han realizado numerosos estudios a diversos niveles de organización y escalas espacio-temporales, especialmente en las últimas décadas, la heterogeneidad espacial de la distribución de los bosques mediterráneos de encina dificulta la posible formulación de una teoría sobre su estructura y dinámica

Cabe preguntarse cuál será la distribución futura de los encinares ante el reto de un mundo climáticamente diferente. La pregunta, que no es sencilla, implica conocer la influencia de los factores ambientales y así estimar que regiones del planeta serán apropiadas en función de posibles escenarios climáticos. Para abordar este tipo de estudios es necesario elaborar datos de lugares a lo largo un amplio gradiente de condiciones climáticas y de sitio, pero sobre todo de diversidad edáfica.

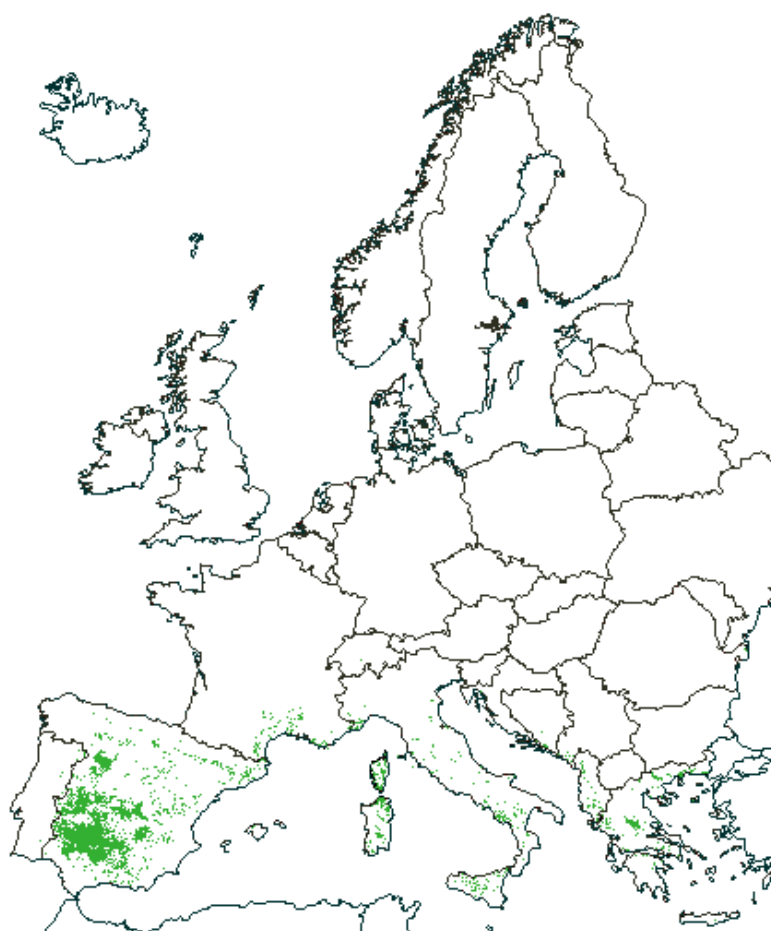
1.1 La especie *Quercus ilex*, L.: características y área de distribución

La encina es una especie característica de la cuenca mediterránea, extendiéndose 6000 km longitudinalmente, desde Portugal hasta Siria y 1500 km latitudinalmente desde Marruecos y Argelia hasta Francia (Ruiz de la Torre 2006) (Fig. 1.1).

Es la especie forestal más ampliamente extendida en la Península Ibérica (Pulido et al. 2001, Gea Izquierdo et al. 2009b). Según el mapa forestal español, la encina ocupa como especie dominante una superficie de 2.815.450 ha (Fig. 1.2) y se ha estimado que las formaciones de dehesas ocupan una superficie de 2.138.775 ha (www.magrama.es).

Biogeográficamente está distribuida altitudinalmente en los pisos termo, meso y supramediterráneo y en cuatro bioclimas: semiárido, subhúmedo, húmedo y perhúmedo, lo que refleja la capacidad de esta especie para soportar diferentes condiciones térmicas, hídricas y edáficas. El piso mesomediterráneo es el centro de la distribución natural de la encina con un intervalo habitual de temperatura media entre 10 y 18 °C y un intervalo de precipitación entre 200-400 mm (Rivas Martínez 2007; Gil Hernández 2009). La encina cubre un rango altitudinal entre 50 y 1,800 m s.n.m. (Martín Albertos et al. 1998).

Figura 1.1. Mapa de distribución de la especie *Quercus ilex* en Europa (EFDAC 2000)



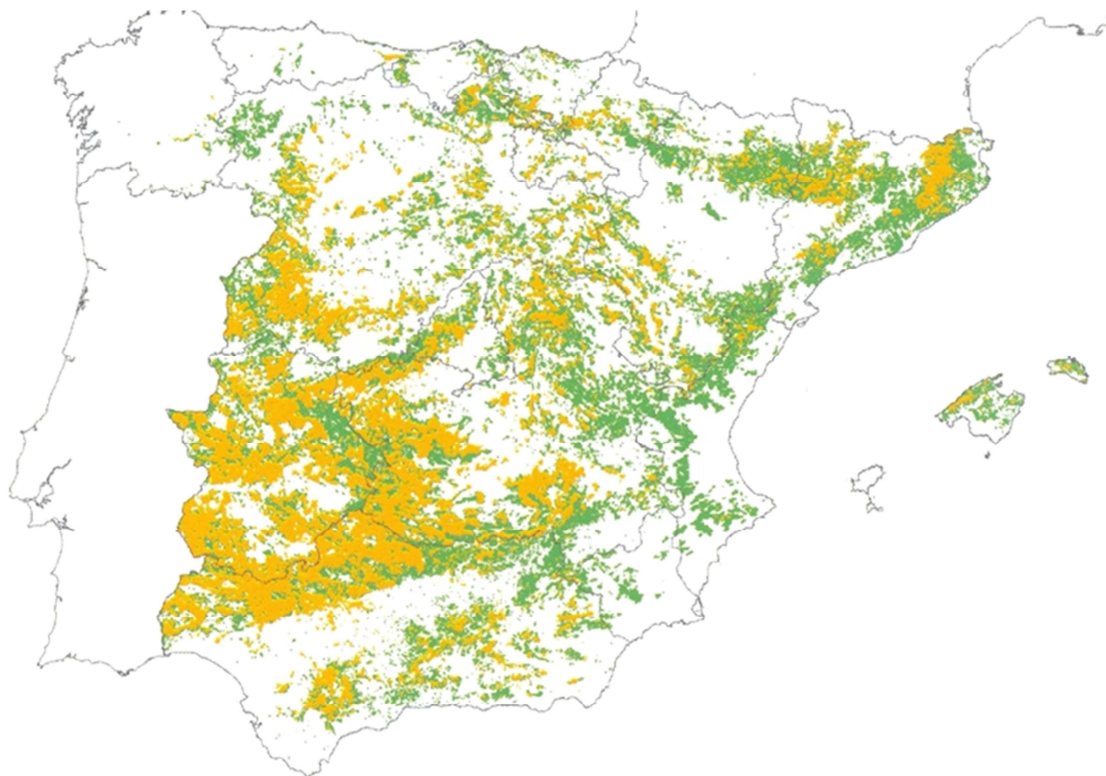
Las formaciones de encina en la Península Ibérica varían considerablemente, desde bosques de encina de dosel cerrado situados en la zona oriental de España y cuyo uso principal reside en la obtención de carbón y madera (Roda et al. 1999), hasta ecosistemas de dosel abierto “*dehesas*”, situados en la zona suroccidental de España, de uso principalmente silvopastoral y siendo un paisaje mediterráneo que históricamente ha

sido modificado por el hombre (Plieninger et al. 2003; Olea y San Miguel 2006; Plieninger y Shaar 2008,). Desde comienzos del Neolítico, a partir de la Edad del Bronce la intensa intervención humana ha sido una característica propia de la mayoría de los ecosistemas forestales españoles, produciendo en general una reducción del área original de los mismos (Pons y Suc 1980; Reille y Pons 1992) y cambios en su composición y estructura. En este proceso de intervención, se han creado algunos ecosistemas seminaturales cualitativamente nuevos y relativamente estables como las dehesas de especies del género *Quercus* (Stevenson y Harrison 1992; Moreno et al. 2007). Las dehesas son por tanto sistemas formados como resultado de la aplicación de técnicas tradicionales de manejo de los bosques mediterráneos.(clareos y arado de la tierra) en los que las especies nativas (tales como *Q. ilex*, *Q. Suber*, *Q. pyrenaica*, *Juniperus* spp., etc.) son desplazadas o incluidas en pastizales continuos (Gómez-Limón 1999), dando lugar a un paisaje similar al de la sabana (Pulido et al. 2001), caracterizado por conservar un equilibrio importante entre los recursos explotados y la conservación de la biodiversidad (Montero et al. 2000). Uniéndose el hecho de ser un sistema de gran eficiencia, al aprovechar los recursos escasos y estacionalmente variables de los ecosistemas mediterráneos, caracterizados por suelos de bajo potencial nutritivo y climas xéricos (Montero et al. 1998).

Estas explotaciones, por su gran valor, han sido consideradas como uno de los ecosistemas más apreciados en ambientes mediterráneos desde el punto de vista paisajístico y ecológico. A nivel europeo es considerado uno de los sistemas agrícolas HNV (High Natural Value Farming Systems) más extendido (EUR 23480 EN, 2008). Sin embargo, la problemática actual más importante que presentan estas formaciones reside en la escasa regeneración del arbolado debido, entre otros factores, a un pastoreo intensivo y/o incrementos del monocultivo intenso de cereal (Olea y San Miguel 2006, Plieninger et al. 2010, Pulido et al 2010).

Desde el punto de vista del cambio climático, los bosques mediterráneos y en especial las masas de encina, suponen una contribución a la fijación de carbono atmosférico debido a su amplia distribución en la península. A nivel nacional la cantidad de CO₂ fijado por la biomasa de estas formaciones forestales ha sido cuantificada hasta el año 1990 en 322.519.037 Mg de CO₂, de las cuales un 58 % corresponden a la biomasa aérea y 6.289.109 Mg de CO₂, son fijados por las hojas (Montero et al. 2005).

Figura.1.2. Área de distribución de la encina (*Quercus ilex*) en España. En naranja se muestran las nuevas masas incorporadas por el IFN desde 1987. En verde aparecen las de la cartografía anterior (Jiménez et al. 1996).



1.2. Efectos de factores ambientales sobre los ecosistemas forestales mediterráneos

El cambio climático es reconocido en la actualidad, como el factor que contribuye de manera más determinante al deterioro de los ecosistemas forestales (Mellert et al. 2008). La vulnerabilidad de estos ecosistemas depende de la variación climática a la que estén expuestos, su resiliencia y su capacidad adaptativa en respuesta a impactos de origen externo (Fussel y Klein 2006).

Los bosques son particularmente sensibles al cambio climático. Su longevidad incrementa el tiempo de exposición a las perturbaciones externas, especialmente en especies de carácter perennes como la encina, sometida a condiciones climáticas adversas propias de los ambientes mediterráneos (David et al. 2007). Entre estos factores se encuentran el aumento de la concentración de CO₂ atmosférico, que puede modificar la actividad fotosintética (Vaz et al. 2010). Sin embargo, las tasas de

crecimiento pueden no aumentar paralelamente con el incremento de la actividad fotosintética, debido a otros factores limitantes como la disponibilidad de nutrientes (Hungate et al. 2003).

En el área mediterránea se ha producido en las últimas décadas un aumento de la aridez (Piñol et al. 1998; Peñuelas et al. 2002) y se prevé un descenso de la humedad del suelo para las próximas décadas, que puede alcanzar hasta un 25 % (Sabaté et al. 2002; Peñuelas et al. 2005). Ante esta situación, el agua junto con los nutrientes pueden ser factores limitantes en los ecosistemas mediterráneos (Henkin et al. 1998; Sardans et al. 2004). En este sentido se han realizado diversos estudios sobre la influencia del clima en el funcionamiento de los ecosistemas de dehesa. Entre estos estudios se encuentran: la influencia de la disponibilidad de agua en la actividad microbiana del suelo (Gallardo et al. 2000; Sardans y Peñuelas 2004, 2005; Sardans et al. 2008c; Aponte et al. 2010), en las tasas de descomposición de materia orgánica lábil (Casal et al. 2009), en la actividad fotosintética y morfología foliar (Peña-Rojas et al. 2005, Vaz et al. 2010) y en el crecimiento (Sabaté et al. 2002; Cotillas et al. 2009). Así como el efecto, que el uso del suelo (Cubera y Moreno 2007a), el árbol y la densidad arbórea (Cubera y Moreno 2007b; Gea-Izquierdo et al. 2009b) y la distribución del sistema radicular (Moreno et al. 2005) ejercen en la disponibilidad de agua. Sin embargo son escasos y solo a nivel regional, los estudios sobre el estado nutritivo de la encina como un indicador de cambios en el clima (Sardans y Peñuelas 2007; Sardans et al. 2008b; Sardans et al. 2011).

Numerosos estudios sobre esta especie se han centrado en el análisis de los mecanismos que a nivel fisiológico se inducen para hacer frente a situaciones de estrés termohídrico tanto a nivel foliar, de árbol o de dosel. Reducciones de la conductividad xilemática en *Q. ilex*, pueden actuar como mecanismos para ahorrar agua en situaciones severas de limitación hídrica en el suelo (Tognetti et al. 1998). Sin embargo este mecanismo debería estar coordinado con una modificación del área foliar para reducir la transpiración si la sequía persiste (Hoff y Rambal 2003). Estudios comparativos de la especie *Q. ilex* con especies caducifolias del genero *Quercus* muestran su capacidad de modificar su crecimiento e incrementar su transpiración en respuesta a episodios de lluvia, ya que la encina, a diferencia de otras especies del genero *Quercus* puede utilizar el agua de lluvia mediante absorción foliar (Valentine et al. 1992). El aumento de la conductancia a nivel de copa, del potencial hídrico foliar y de la tasa de respiración durante la alborada, se consideran mecanismos de respuesta de esta especie frente a períodos de estrés hídrico (David et al. 2007).

Una peculiaridad de los ambientes mediterráneos radica en que, no siendo especialmente ricos en cuanto a número de especies arbóreas, si lo son en variedad de estrategias foliares para incrementar la eficiencia en el uso de nutrientes (Escudero y Mediavilla 2003b). Una de las estrategias más importantes es la del reciclado interno de nutrientes para reducir los costes de absorción. Las cantidades de nutrientes reabsorbidos pueden variar, según las especies, entre aproximadamente el 28 y el 83 % de las cantidades máximas almacenadas en la copa para el nitrógeno y entre el 25 y 98 % para el fósforo (Aerts 1996). El reciclado interno representa, por tanto, una parte considerable de las necesidades anuales de nutrientes para la construcción de la biomasa foliar.

Sin embargo, resultados procedentes de diversos estudios coinciden en apuntar un progresivo declive de la encina, que ha mostrado, en contra de lo esperado una mediocre tolerancia ecofisiológica a sequías severas (Martinez-Vilalta et al. 2002; Peña-Roja et al. 2005), baja eficiencia en el uso del agua durante la sequía (Reichstein et al. 2002) y escasa competitividad en condiciones de sequía intensa (Ogaya y Peñuelas, 2003). Esta progresiva crisis hídrica se verifica ya en algunos encinares y en otros bosques mediterráneos que se encuentran en su límite hídrico, con tasas de evapotranspiración iguales a las de precipitación (Peñuelas et al. 2001). Según un estudio realizado desde los años 1993 a 2002 sobre el estado sanitario de las masas forestales de coníferas y frondosas en territorio nacional, la especie *Q. ilex* es la que presenta mayor porcentaje de árboles dañados (Servicio de Protección de Agentes Nocivos, DGB, 2003) sobresaliendo los periodos vegetativos 1999 y 2000 por ser los de mayor porcentaje de superficie dañada (38 % y 39 %, respectivamente).

1.3. Herramientas para el seguimiento del estado de salud de las masas forestales

La existencia de resultados aparentemente contradictorios manifiesta la necesidad de llevar a cabo un seguimiento de los procesos básicos de funcionamiento de estos ecosistemas, que permita diferenciar modificaciones asociadas a su dinámica sucesional, de perturbaciones generadas por agentes externos. La experiencia europea frente al fenómeno de decaimiento de los bosques durante la década de los 80, puso de manifiesto la necesidad de disponer de series temporales largas que permita establecer tendencias y analizar la dinámica de las respuestas (Paivinen et al. 1999). En el caso de encinares y dehesas de encina, debido a su alta representatividad en la Península Ibérica

y a la evidencia de signos de deterioro como escasas tasas de regeneración y cierta vulnerabilidad al cambio climático, tendría especial relevancia.

En este sentido, existen en España redes de seguimiento como las observaciones fenológicas del Instituto Nacional de Meteorología y la red de seguimiento de la sanidad forestal (Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino) creada en 1987 y que realiza, con una periodicidad anual, informes sobre el estado de salud de los bosques. Otras iniciativas son la red RESEL de seguimiento de la erosión y la desertificación (Rojo y Sánchez-Fuster 1996, www.magrama.gob.es) y la Red EMEP creada bajo el programa de cooperación para el seguimiento y evaluación del transporte de contaminantes atmosféricos a larga distancia en Europa y cuyo objetivo es la cuantificación de la contaminación atmosférica de fondo, como base para elaborar medidas de control de las emisiones de contaminantes atmosféricos (acidificación, eutrofización, ozono, contaminantes orgánicos persistentes, metales pesados y materia particulada) (www.emep.int). Finalmente, el Programa de Cooperación Internacional para la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación Atmosférica en los bosques, el denominado ICP-Forests (<http://icp-forests.net>, de Vries et al. 2003).

El programa ICP Forests se creó ante la alarma que surgió en Europa a principios de los años 80 por el deterioro a gran escala del estado de los bosques europeos. Los Objetivos principales de este programa son:

- 1) Proporcionar un seguimiento periódico de la variación tanto espacial como temporal del estado de los bosques europeos, en relación a factores de estrés naturales y de origen antrópico. Para ello se creó una red de seguimiento extensivo a gran escala denominada Red de Nivel I, implantada desde los años 80 y que en la actualidad cuenta con más de 6000 puntos de seguimiento permanentes repartidos en 33 países de la UE
- 2) Contribuir a un mejor entendimiento de las relaciones entre el estado de los ecosistemas forestales y diferentes factores de estrés, en particular la contaminación atmosférica. Para ello se creó, en 1994, un programa pan-europeo de seguimiento continuo e intensivo de los ecosistemas forestales mediante el establecimiento de una red de parcelas de seguimiento continuo denominada Red de Nivel II. Estas parcelas han sido instaladas en los principales ecosistemas forestales europeos de los 28 países participantes. En estas parcelas se han

llevado a cabo numerosos estudios sobre deposición atmosférica, calidad del aire, suelo, meteorología, estado de la copa, fenología, análisis foliar y desfronde

- 3) Garantizar la coordinación y elaboración de los métodos utilizados para el seguimiento continuo de los ecosistemas forestales mediante la creación de grupos de trabajo y paneles de expertos en los que participen representantes de los países participantes

La cuantificación de cambios en los ecosistemas, puede llevarse a efecto mediante el seguimiento de parámetros o variables en los diferentes compartimentos que forman el ecosistema. Entre los parámetros que han sido utilizados como indicadores de los cambios provocados por factores ambientales se encuentran:

Análisis del crecimiento

Estudios dendrocronológicos, basados en la variación del grosor de los anillos anuales, de su composición isotópica y en los cambios en la anatomía y densidad de la madera que reflejar la variabilidad climática y la frecuencia de eventos extremos (Tardif et al. 2003; Camarero y Gutiérrez 2004) y dasométricos.

Estudios de indicadores edáficos

La disponibilidad de nutrientes, la sensibilidad a la acidificación y la capacidad para inmovilizar metales pesados, son importantes indicadores de la calidad de los suelos forestales y de los cambios que en ellos se produzcan tanto a corto como a medio plazo y que dependen de las propiedades químicas del suelo. Entre los parámetros cuantificados para el seguimiento de la capacidad amortiguadora de los suelos, también denominada *elasticidad* (Ulrich 1981) se encuentran:

- La textura, factor que puede modificar la vulnerabilidad del suelo frente a la deposición ácida (Barber 1995), la degradación de la materia orgánica (Ganuza y Almendros 2003, Garcia-Pausas et al. 2007, Bartiz et al. 2010, Andreetta et al. 2011) o la erosión (Nadeu et al. 2011)
- Las características acido-base del suelo, que influyen en la disponibilidad de nutrientes por parte de las plantas y en los procesos bióticos del suelo. Es un importante parámetro de seguimiento de suelos expuestos a

precipitaciones ácidas y con una baja capacidad buffer (Matzner y Prenzel 1992)

- La materia orgánica, cuyos componentes húmicos contribuyen a la capacidad de neutralización ácida de un suelo (Ulrich 1981; De Coninck y Van Ranst 1996; Koptsik et al. 2003; Liza et al. 2003; Palmer et al. 2004)
- La biodisponibilidad de nutrientes en el suelo (Lucash et al. 2012)

La sensibilidad de un suelo a la acidificación se puede determinar mediante los estudios de cargas críticas, calculadas mediante la evaluación de las relaciones $(Ca+Mg+K)/Al$ y Ca/Al en la solución del suelo y son un indicador químico de la capacidad de amortiguamiento de un suelo ante la entrada de elementos acidificantes al medio (Hansen et al. 2007).

Las propiedades físico químicas del suelo y su relación con la biodiversidad del suelo aportan información del nivel de perturbación de un ecosistema (Anon. 2006).

Estudios sobre la biodiversidad:

Variación de la diversidad florística explicada por las variaciones de factores como el clima, la fertilidad del suelo y la estructura de la vegetación entre otros (Lloret et al. 2007).

La diversidad biológica es considerada como un indicador de sostenibilidad ecológica, ya que las comunidades más ricas en especies tienen mayor probabilidad de contener especies capaces de subsistir frente a condiciones ambientales extremas y por tanto mayor probabilidad de mantener o recuperar su funcionamiento tras sufrir perturbaciones (hipótesis del efecto de seguridad) (Tilman et al. 1998; Yachi y Loreau 1999). En un ecosistema forestal las especies arbóreas son consideradas especies ingenieras ya que modifican las condiciones climáticas, edáficas y estructurales dentro del bosque, determinando de este modo la composición de sus comunidades. El estudio de la pérdida de diversidad biológica es muy complejo y se realiza mediante el uso de diversos indicadores como el estudio de la estructura del arbolado, la composición de la vegetación del suelo, la cantidad de madera muerta y la abundancia y composición de líquenes epífitos y otras especies. El seguimiento de alguno de ellos ha sido establecido por la Conferencia Ministerial para la Protección de los Bosques en Europa (MCPFE 2002).

Estudios fenológicos

Las plagas y enfermedades forestales son consideradas como indicadores de alerta temprana de variaciones climáticas en el medio. El incremento de la temperatura y el consiguiente alargamiento de las condiciones óptimas para el desarrollo de las plagas y enfermedades, tienen como consecuencia un mayor y más duradero impacto sobre la vegetación de la que se alimentan (Gracia et al. 2002).

La fenología foliar, la renovación foliar, que se puede definir mediante la vida media de las hojas, está muy ligada a la temperatura (Aussenac y Granier 1982; Mohren y Kramer 1997). Los cambios de temperatura y humedad alteran los ciclos importantes como el del carbono, nitrógeno y los balances de energía (Peñuelas et al. 2000). Se ha observado, en el caso de árboles de hoja perenne, como es el caso de la encina, que un aumento de la temperatura puede acelerar su dinámica foliar disminuyendo la duración de las hojas en las copas. Este proceso de desfronde se acelera aún más en condiciones de sequía (Martínez-Alonso et al. 2003).

Estudios de caracterización fitoclimática

Acotando los límites de existencia fitoclimática de una especie y analizando las estructuras fitoclimáticas intraespecíficas, se puede determinar las condiciones más favorables para su desarrollo y detectar las tendencias y vulnerabilidades internas de las especies ante situaciones de cambio climático (García López et al. 2002; Gil Hernández 2009).

Estudios nutricionales

Otro indicador importante del estado de las masas forestales es su estado nutritivo, caracterizado mediante el análisis foliar. Los niveles de nutrientes en hoja son el resultado del balance entre la absorción de nutrientes, el crecimiento de la planta y mecanismos de control biológico interno entre los que se encuentra la retraslocación de nutrientes (Sabaté et al. 1995; Aerts 1996, 1997; Orgeas et al. 2002; Cerasoli et al. 2004) y las pérdidas (Hagen-Thorn et al. 2004). Esta herramienta ha sido ampliamente utilizada como indicador del efecto de contaminantes atmosféricos sobre las masas forestales europeas (Beier et al. 1998; Bussotti y Ferretti 1998; Miller y Watmough 2009; Wang et al. 2007; Zhang et al. 2006) o cambios climáticos (Augustin et al. 2005, Mellert et al. 2008, Sardans et al. 2008a).

1.4. Caracterización biogeoquímica de las masas de encina

Las parcelas de seguimiento de la red del Nivel I en la península han sido utilizadas como base de este trabajo para caracterizar el estado de las masas de encina, ampliamente representadas en esta red. Para ello se han seleccionado de las herramientas descritas anteriormente, indicadores edáficos (propiedades físicas, materia orgánica almacenada, propiedades ácido-base, nutrientes en la fracción soluble y en la capa orgánica) y el diagnóstico del estado nutritivo junto con índices fitoclimáticos.

Métodos de diagnóstico del estado nutritivo de especies forestales

Para la evaluación del estado nutritivo de especies forestales se han utilizado hasta la actualidad diversas herramientas de diagnóstico entre las que se encuentran el diagnóstico de síntomas de deficiencia nutricional mediante observaciones realizadas en campo, aunque situaciones graves de deficiencia no siempre producen síntomas visibles en la hoja (Ballard y Carter 1986), por lo que esta técnica debe ser considerada como un primer indicador de desequilibrios nutricionales (Carter 1992). Pero la herramienta de diagnóstico más ampliamente utilizada en ecosistemas forestales ha sido el análisis foliar (Morrison 1974; Ballard 1985).

Este método se basa en la existencia de relaciones cuantitativamente funcionales entre suministro de nutrientes, crecimiento de la planta y nivel de nutrientes minerales en la planta. Las curvas de respuesta entre productividad y niveles foliares de nutrientes, tradicionalmente empleadas en estudios con especies agrícolas, han sido sustituidas en el caso de diagnóstico de especies forestales maduras por el uso de niveles críticos (Carter 1992, Mettler y Göttelin 2012). En las últimas décadas se han realizado numerosos estudios sobre los niveles de nutrientes en hoja en las principales especies forestales de Centroeuropa, gran parte de los resultados obtenidos en dichos estudios han sido compilados por van der Burg (1985, 1990), Stefan et al. (1997), Krauß y Heinsdorf (2005), Clark et al. (2007) y Mettler y Göttelin (2012) entre otros, siendo las especies de coníferas y frondosas caducifolias las más ampliamente estudiadas.

Un paso adelante en el diagnóstico foliar constituye el empleo no solo de concentraciones totales de nutrientes, sino el empleo de relaciones estequiométricas entre ellos, para establecer niveles críticos, que permitan profundizar en el diagnóstico de situaciones de desequilibrios nutricionales (Smith 1962; Linder 1995; Heinsdorf 1999; Agren 2008). El método de análisis nutricional de especies forestales más utilizado

(Carter y Klinka 1988; Hockman y Allen 1990; Eymar et al. 2001; Zas 2003) basado en estas relaciones estequiométricas es el Sistema DRIS (Diagnosis y Recommendation Integrated System) de Beaufils (1973).

Otro método de diagnóstico es el denominado análisis vectorial, el cual estudia las relaciones entre los contenidos y las concentraciones foliares de nutrientes con respecto a una situación cero o control (Timmer y Stone 1978). Este análisis facilita la interpretación del estado nutritivo de la hoja identificando situaciones de dilución, suficiencia, deficiencia, consumo de lujo y posibles antagonismos en respuesta a tratamientos como fertilizaciones, enmiendas o tratamientos de manejo (Timmer y Ray 1988; Solla-Gullón et al. 2004; Perez-Cruzado et al. 2011).

Análisis de la disolución del suelo

El estudio de la composición química de la solución del suelo es una herramienta efectiva para el estudio de la biodisponibilidad de los elementos en él y por tanto debería estar estrechamente relacionada con los contenidos foliares de nutrientes. Su balance iónico es el resultado de los procesos de entradas (meteorización, mineralización, deposición atmosférica) y salidas (lixiviado y absorción por la planta y microorganismos) (Augusto y Ranger 2001). Diversos autores la han utilizado como una herramienta de diagnóstico para el seguimiento de los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas forestales (de Vries et al. 2003, Kristensen et al. 2004, Vanguelova et al. 2010, de Wit et al. 2010, Graf Pannatier et al. 2011). Algunos autores han investigado la relación entre el estado nutritivo del árbol y la química del suelo (Huntington et al. 1990; Bauer et al. 1997; Ladani et al. 2010). Sin embargo son escasos los estudios que se han realizado acerca de las relaciones entre las concentraciones foliares de nutrientes y la química de la solución del suelo en especies forestales, realizándose principalmente en especies de coníferas (Aitkenhead-Peterson et al. 2006; Merilä y Derome 2008).

Las técnicas de lisimetría han sido utilizadas frecuentemente para los análisis de la solución del suelo (Huang et al. 2005). Sin embargo para estudios a una amplia escala espacial o en ambientes donde la disponibilidad de agua es baja, son recomendables técnicas de centrifugación o extractos de suelo en agua (Notario del Pino et al. 2008). En ambientes áridos han sido utilizados los extractos suelo-agua para caracterizar la composición química de la solución del suelo y poder establecer relaciones suelo-planta. Este método permite obtener resultados comparables en un amplio espectro de suelos con respecto a sus propiedades físicas (textura, densidad aparente y porcentaje de

fragmentos gruesos) y es especialmente apropiado en ambientes mediterráneos donde la baja humectación de los horizontes superficiales del suelo dificulta el empleo de técnicas de lisimetría.

Capacidad de almacenamiento superficial de carbono en el suelo

La capacidad de almacenamiento de carbono varía en función de factores bióticos como la composición de especies, la edad y la vegetación del suelo que modifica las entradas de materia orgánica (Hagen-Thorn et al. 2004, Vesterdal et al. 2008; Kulakova 2012) y de factores abióticos como el clima, la topografía y las propiedades del suelo (Dalias et al. 2003; Miller et al. 2004; Leifeld y Fuhrer 2005). El uso del suelo o las técnicas de manejo también modifica de forma importante las tasas de almacenamiento de carbono en el suelo (Evrendilek et al. 2004, Boix-Fallos et al. 2009, Papini et al. 2011).

Estudios recientes han resaltado la importancia del suelo como agente protector frente a la biodegradación de la materia orgánica. La presencia de arcilla en el suelo protege a la materia orgánica frente a la biodegradación, mediante mecanismos de oclusión dentro de agregados minerales y de adsorción química sobre la superficie de los minerales de la arcilla (Ganuza y Almendros 2003; García-Pausas 2007; Baritz et al. 2010; Andreetta et al. 2011). A su vez una matriz de suelo saturada de calcio favorece la formación de complejos órgano-minerales que también protegen la materia orgánica frente a la degradación reduciendo las tasas de descomposición (Llorente et al. 2010a).

Una gran parte de los estudios realizados acerca de los factores que influyen en la capacidad de almacenamiento de carbono en los suelos han sido realizados a escala local o regional (Grigal y Ohmann 1992; Batjes y Dijkshoorn 1999; Boix-Fayos et al. 2009; Díaz-Pines et al. 2011), siendo escasos los estudios realizados en suelos forestales bajo la especie *Q. ilex* (Roig y Rubio 2009; Howlett et al. 2011). Estudios a mayor escala sobre “stocks” de carbono en suelos forestales son todavía escasos (Rodríguez-Murillo 2001; Baritz et al. 2010).

La amplia distribución de los bosques de encina dentro de la Península Ibérica, que cubre un amplio rango de tipos de suelo y de condiciones climáticas dentro del ámbito mediterráneo, junto con la variabilidad que presentan las formaciones de encina, desde bosques densos hasta formaciones de *dehesas*, son características que ofrecen un escenario interesante de cara a cuantificar los “stocks” de carbono en el horizonte superficial del suelo y evaluar el estado nutritivo de la encina basado en el análisis foliar

como herramienta de diagnostico, así como estudiar la influencia que en ambos, puedan tener las condiciones del sitio y las propiedades del suelo.

2. OBJETIVOS

2. OBJETIVOS

A pesar de que los encinares han sido objeto de numerosas investigaciones dentro y fuera de nuestro país, todavía aquedan incertidumbres relacionadas, entre otros, con su estado nutritivo y los factores que afectan al mismo. En la presente tesis doctoral, se profundiza en algunos aspectos clave de la nutrición forestal, abordándose la caracterización biogeoquímica de más de 100 masas forestales distribuidas a lo largo del territorio peninsular. Subsidiariamente, se cuantifican otros aspectos de relevancia actual como es la capacidad de secuestro de carbono de estas masas forestales de *Quercus ilex*. Estos objetivos se pueden desglosar del modo siguiente:

1. Caracterizar fitoclimáticamente las citadas masas forestales, ya que reflejan una variada gama de situaciones ambientales en un contexto meramente mediterráneo.
2. Seleccionar, caracterizar y clasificar unidades de suelos dominantes en dichas masas, para poder establecer un seguimiento y comparación con fases sucesivas de estudio relativas al estado nutricional.
3. Contribuir a la cuantificación del papel de las masas forestales de encina y del suelo en el secuestro de carbono, analizando la influencia de los factores edafoclimáticos en la capacidad de almacenamiento de carbono de los suelos sobre los que se desarrolla la encina en una región tan deficitaria en carbono orgánico, como es la España peninsular
4. Diagnosticar el estado nutritivo de la encina mediante el estudio del análisis foliar de nutrientes y establecer sus relaciones con los factores edafoclimáticos que puedan influir en la disponibilidad de nutrientes, dando especial relevancia a la fase soluble del suelo.
5. Evaluar las variaciones espaciales y temporales de las concentraciones foliares de nutrientes
6. Profundizar en el análisis comparado de las relaciones foliares con la capa orgánica superficial y las superficiales edáficas.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Diseño de los puntos de muestreo

Los puntos de muestreo de este trabajo corresponden a un subconjunto de los puntos de muestreo de la Red Española de Daños en los Bosques, denominada Red de Nivel I (MARN 2011). El programa ICP-Forests estableció a mediados de los años 80 una Red de vigilancia y monitorización intensiva del estado de salud de los bosques europeos (www.icp-forests.com). Para ello y a partir de una coordenada aleatoriamente elegida en el territorio de la Unión Europea, se extendió de un modo sistemático una malla cuadrada de 16 x 16 km² sobre toda la superficie Europea, orientada de N a S y de E a O, cuyos nudos correspondían a las coordenadas teóricas de los puntos de muestreo.

Posteriormente cada país realizó la tarea de comprobar cuántos nudos de esa malla correspondían a puntos forestales. Este fue el punto de partida para el establecimiento de las redes a nivel nacional (MARN 2011). Para ello, utilizando las coordenadas geográficas de la malla europea de 16 x 16 km² se marcó la ubicación del punto sobre el mapa topográfico nacional 1/50.000 y sobre la fotografía aérea 1/30.000, comprobando su carácter forestal. Posteriormente se realizó una confirmación definitiva sobre el terreno. Para las coordenadas que resultaron no ser forestales se realizó un replanteo mediante el cual era posible situar el centro del punto en una zona forestal, siempre que estuviese a un máximo de 500 m del lugar replanteado originalmente para el punto.

Para la ubicación definitiva del punto se tuvieron en cuenta los siguientes criterios: el rodal debía ser representativo de la zona de muestreo, el centro del punto debía ser fácilmente referenciable para facilitar su acceso en futuras revisiones y la copa de los árboles dentro del punto debía estar lo suficientemente visible como para permitir una evaluación visual de su estado. En campo, una vez realizadas estas comprobaciones, se replanteó cada punto localizando su centro mediante un testigo metálico. Para el replanteo del punto se marcaron cuatro cuadrantes centrados en él (Fig. 3.1). En cada cuadrante se marcaron seis árboles, de manera que el número de árboles seleccionados en cada punto asciende a 24. Para la selección de los 24 pies del punto se utilizan como criterios la proximidad al centro y la posición de sus copas en el dosel arbóreo. El primer cuadrante marcado al iniciar el replanteo del punto era el comprendido entre los 0° y los 100° (centesimales) y contiene los árboles numerados del 1 al 6, el segundo cuadrante (entre 100° y 200°) contiene del 7 al 12 y así sucesivamente hasta completar los cuatro

cuadrantes (MARN 2011). Dentro de cada cuadrante se numeraron los pies en orden creciente según su mayor alejamiento del centro (Fig.3.2).

En su inicio, la Red española de Nivel I estuvo constituida por 430 puntos. Con posterioridad, en función de nuevas incorporaciones, (restituciones, nuevas zonas forestales...), la densidad de puntos de la malla nacional ascendió a 470. En la actualidad consta de 620 (MARN 2011). El trabajo elaborado en esta tesis doctoral se centra en el estudio de los ecosistemas de 103 puntos de muestreo pertenecientes a esta red y caracterizados todos ellos, por la dominancia de la especie *Quercus ilex* en el estrato arbóreo (Fig.3.7).

Figura 3.1. Esquema de la situación de los sitios de toma de muestra (Fuente López Arias 1996a)

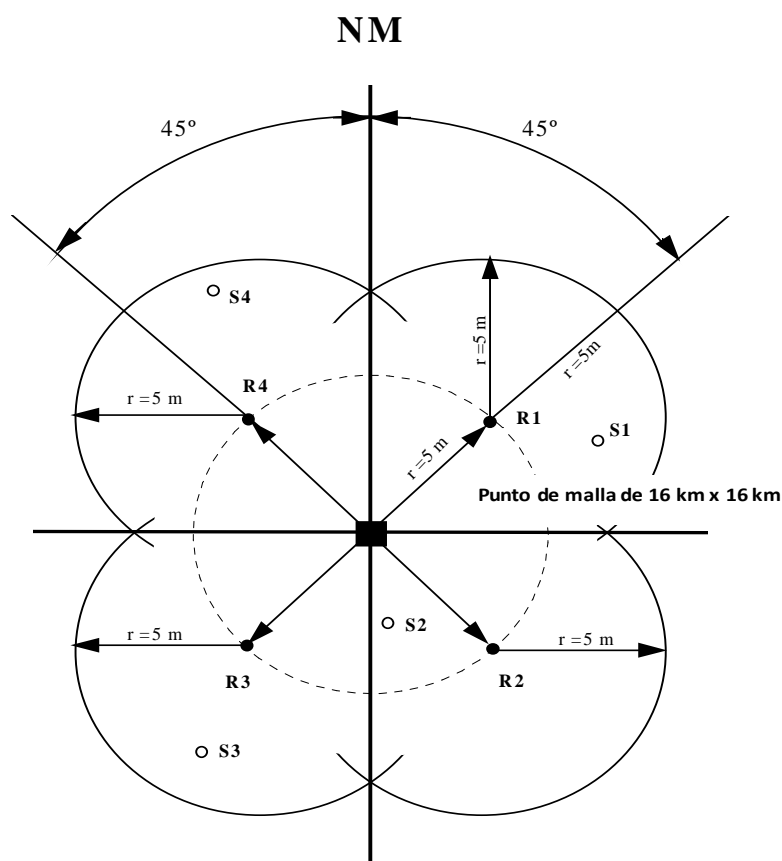
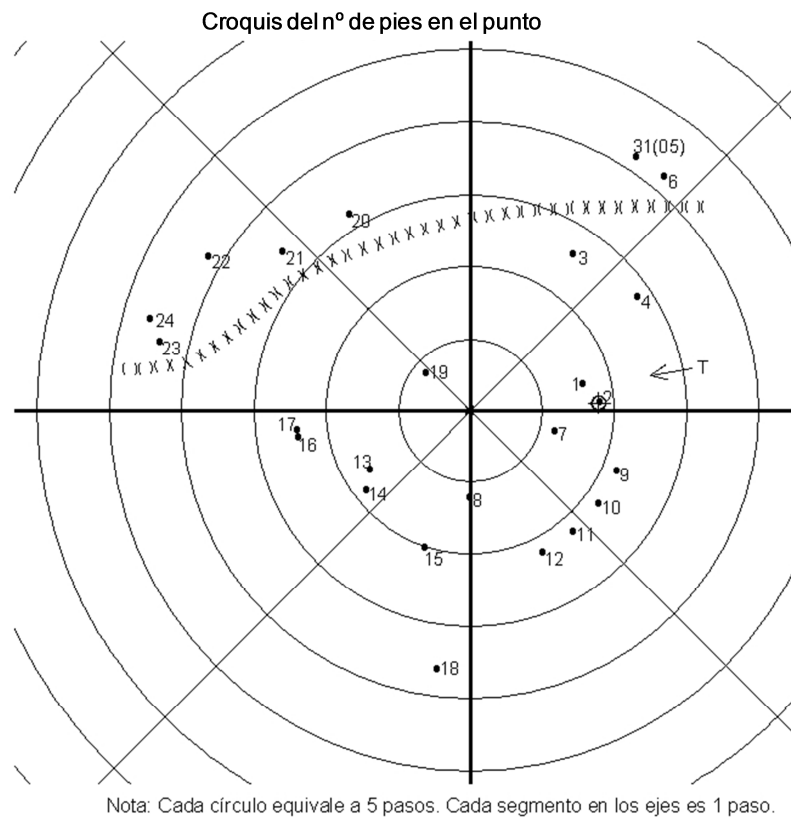


Figura 3.2. Ejemplo de croquis de situación de los árboles dentro del punto (Fuente SPECAN-DGB 2007)



3.2. Establecimiento de grupos de formaciones forestales en los puntos de muestreo

Para la interpretación de los resultados obtenidos en las diferentes fases de estudio, se ha realizado una clasificación de los 103 puntos de muestreo en función del tipo de formación en la cual se presenta la especie *Q. ilex*. Para tal fin, se han definido cuatro grupos principales, diferenciados de acuerdo a tres características:

- Composición de las especies que integran la cobertura arbórea y arbustiva
- Uso del suelo
- Densidad arbórea en el punto

Con estos criterios, los cuatro grupos definidos han sido:

1. Dehesas

Bajo este grupo de vegetación se encuentran las formaciones más abiertas y de menor densidad arbórea. Tienen un uso agrícola (tierras labradas en rotaciones largas) y/o ganadero (Fig. 3.3). De los 103 puntos de muestreo, 40 corresponden a estas características de sistemas adehesados. Constituye el grupo más numeroso del total de puntos estudiado, representado el 39 % de total.

2. Encinar de baja densidad (EBD)

Se ha agrupado dentro de esta denominación a los puntos de muestreo caracterizados por una masa forestal abierta con dominio de la encina en el estrato arbóreo y baja densidad de pies. El estrato herbáceo está bien desarrollado y suele caracterizarse por un abundante sotobosque de cistáceas y genistas (Fig. 3.4). La intensa actividad antrópica realizada durante siglos en zonas de ámbito mediterráneo como mecanismo para evitar el estrés hídrico, da origen a este tipo de ecosistema, (Plieninger et al. 2003, Olea y San Miguel 2006, Moreno et al. 2011). El aprovechamiento de este tipo de formaciones es principalmente cinegético, aunque también hay que considerar otros usos como la obtención de plantas aromáticas y medicinales o el aprovechamiento micológico y apícola. Constituye el grupo menos abundante del trabajo con 14 puntos de muestreo (14 % del total).

3. Encinares mixtos

Bajo este grupo se consideran los puntos de muestreo de masas naturales o seminaturales de *Q. ilex* como especie dominante en el estrato arbóreo, de diferente densidad arbórea, localizados a mayor altitud que los anteriores, lo que posibilita la coexistencia de otras especies acompañantes más exigentes desde el punto de vista climático: querquinceas (*Q. faginea*, *Q. suber*, *Q. pyrenaica* y *Q. robur*) o están situadas en zonas de transición con especies de coníferas (*P. nigra*, *P. halepensis*, *P. pinaster*, *P. pinea*, *J. thurifera*, *J. oxicedrus* y *J. communis*). El uso principal de este tipo de formaciones es el aprovechamiento para leña y recursos cinegéticos. Constituye el segundo grupo más abundante del trabajo con 29 puntos de muestreo (Fig. 3.5).

Figura 3.3 Punto de muestreo representativo del grupo de formaciones de dehesa (Nombela, Toledo)



Figura 3.4 Punto de muestreo representativo del grupo EBD (Argamasilla de alba, Ciudad Real)



Figura 3.5 Punto de muestreo representante del grupo denominado “Masas mixtas” en la provincia de Barcelona.



Figura 3.6 Punto de muestreo de encinar característico del grupo EAD (San Esteban de Litera, Huesca)



4. Encinar de alta densidad (EAD)

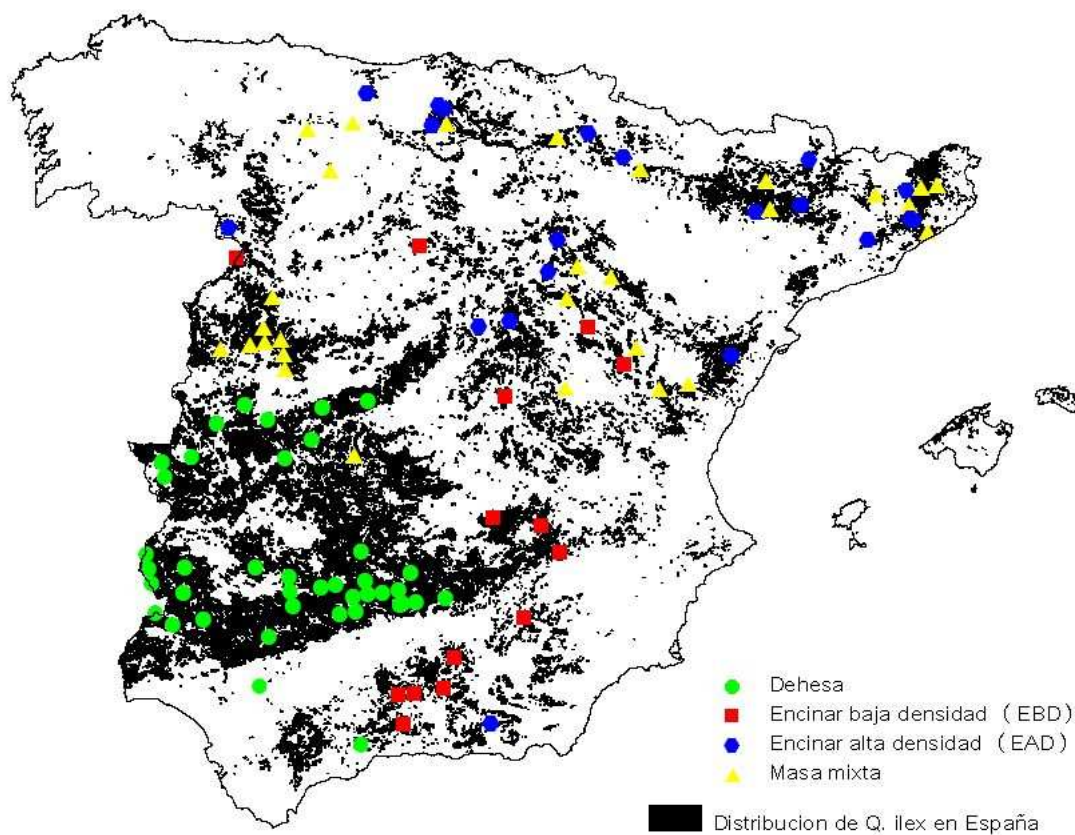
Puntos de muestreo con dominio de la encina en el estrato arbóreo y abundante densidad de pies, con frecuente sotobosque de cistáceas y genistas (Fig. 3.6). El uso principal de este tipo de ecosistemas ha sido la producción de carbón y el aprovechamiento maderero. La gestión forestal llevada a cabo durante años mediante talas con diferentes turnos de corta según se dediquen a la producción de carbón, con intervalos más cortos de 10-15 años, o a la producción de madera, más amplios de 20 - 25 años (Gómez-Gutiérrez y Pérez-Fernández 1996) ha generado este tipo de formación forestal con una densidad de pies por hectárea superior a la de los tres grupos anteriores. Este grupo está representado por 20 puntos de muestreo (19 % del total).

3.3. Distribución y caracterización de los puntos en las cuatro formaciones

La distribución geográfica de los puntos de muestreo dentro del área de distribución de la especie en la península ibérica se encuentra en la Fig. 4.7. Los puntos de muestreo correspondientes a las dehesas están situados principalmente en la zona oeste del Sistema Central y de la Submeseta sur peninsular (Montes de Toledo y Sierra Morena). Los encinares de alta densidad y las masas mixtas presentan una distribución más heterogénea situándose en su mayor parte en la Cordillera Cantábrica, Cordillera Pirenaica y Sistema Costero Catalán, mientras que los encinares de baja densidad se extienden principalmente por el Sistema Bético.

Las cuatro formaciones se encuentran distribuidas cubriendo un rango altitudinal de 400 a 1520 m (Tabla 3.1). Las dehesas se sitúan en las cotas más bajas (altitud media de 502 m) seguidas de encinares de alta densidad y masas mixtas, siendo los encinares de baja densidad los situados en las cotas más elevadas (altitud media de 1039 m).

Los cuatro grupos se diferencian en cuanto a sus características de termicidad y pluviometría. Las dehesas se desarrollan en áreas con una precipitación anual media moderada de 605 mm y un mayor estrés térmico, con temperaturas medias anuales de 15.8°C. Las formaciones de EBD se desarrollan en zonas con una temperatura media más suave (12.5 °C) y un mayor estrés hídrico, con la precipitación media más baja (559 mm). Las formaciones de EAD y masas mixtas son climáticamente más coherentes entre sí y se sitúan en áreas con condiciones climáticas menos severas de precipitaciones medias más elevadas y menores temperaturas medias anuales.

Figura 3.7 Localización de los puntos de muestreo de *Q. ilex* según el tipo de cubierta forestal, n=103

Entre las características descriptivas generales de los puntos de las cuatro formaciones forestales presentadas en la tabla 3.1, también se encuentra la edad de las masas, el diámetro medio normal, el área basimétrica y la profundidad del suelo. Las dehesas son las formaciones forestales más maduras con una edad media de 75 años. El 58 % de las dehesas corresponderían a la categoría de “dehesas jóvenes” definidas por Plieninger et al. (2003), caracterizadas por presentar rangos de edad comprendidos entre 40 y 100 años; el 25 % corresponderían a dehesas de mediana edad con edades superiores a los 100 años, aunque al solo disponer en algunos puntos del límite inferior de edad (>120 años) no podemos afirmar si alguno de estos puntos corresponde a zonas de dehesas maduras (entre 500 y 700 años). El 17 % restante de los puntos de dehesa tiene una edad irregular. El resto de las formaciones presentan clases de edad media inferiores y similares entre sí. La edad de las masas se refleja en el diámetro medio normal, correspondiendo a las formaciones de dehesas el diámetro medio más elevado. En consecuencia con el factor de densidad, las formaciones de baja densidad (dehesas y EBD) presentan el área basimétrica media más baja, las formaciones mixtas presentan un área basimétrica intermedia, correspondiendo a EAD el área media basimétrica más

elevada. En cuanto a la profundidad del suelo en general todas las formaciones tienden a desarrollarse sobre suelos poco evolucionados, aunque algunas formaciones mixtas se desarrollan sobre suelos más evolucionados y profundos, con máximos de 180 cm.

Tabla 3.1 Valores medios y rango de variación de las variables: altitud, precipitación media anual (PMA), temperatura media anual (TMA), edad media de la masa (EM), diámetro medio medido a la altura del pecho (DAP), área basimétrica (AB) y espesor del suelo (ESS) de los puntos de muestreo agrupados en las cuatro formaciones forestales

Formación Forestal	Altitud	PMA (mm)	TMA (°C)	EM (años)	DAP (cm)	AB (m²/ha)	ESS (cm)
Dehesa	502	600	15.8	75	33	5.5	36
(n=40)	150-800	482-769	14.7-17.9	40-120	14-63	1.2-38.2	18-80
EBD	1039	559	12.5	40	15	4.2	30
(n=14)	550-1500	442-872	10.1-14.5	20-60	9-24	0.5-15.4	20-44
Mixta	922	665	11.3	48	23	6.4	43
(n=29)	400-1350	437-1099	7.9-14.2	20-120	9-62	0.7-20.3	15-180
EAD	891	721	11.2	40	16	9.7	44
(n=20)	485-1520	451-986	9.8-12.9	20-80	10-33	1.5-20.9	15-85

3.4. Determinación del área basimétrica

La determinación del área basimétrica (AB) expresada en m²/ha se ha calculado a partir de la suma del área basal (calculada a partir del diámetro normal, medido a la altura del pecho con cinta métrica) de cada uno de los 24 árboles seleccionados dentro del punto y de la superficie del punto determinada a partir del radio del punto (calculado como la media de los radios máximos de cada uno de los cuatros cuadrantes, los cuales han sido medidos con la distancia de cada árbol al centro del punto, medida en metros). La ecuación aplicada para el cálculo del área basimétrica ha sido la siguiente:

$$AB = (1000 \times ABP) / SP$$

donde, *ABP* es el área basal del punto y *SP* es la superficie del punto

3.5. Método de caracterización fitoclimática

Los datos climáticos para cada punto han sido obtenidos a través del programa GENPT (Fernández-Cancio y Manrique-Menéndez 2001). Las variables climáticas mensuales han sido estimadas utilizando un método de aproximación local por gradiente. Para esta estimación se ha utilizado una red de 6131 estaciones meteorológicas (Agencia Nacional de Meteorología, AEMET). La aproximación se hace mediante modelos de regresión y medias con filtración de datos fuera de rango. Los parámetros requeridos por el programa son: longitud, latitud y altitud. Para el cálculo de las condiciones climáticas medias del punto se ha utilizado el periodo de tiempo 1961-2000.

Los puntos de muestreo han sido caracterizados fitoclimáticamente de acuerdo a la clasificación de Allué-Andrade (Allué Andrade 1990).

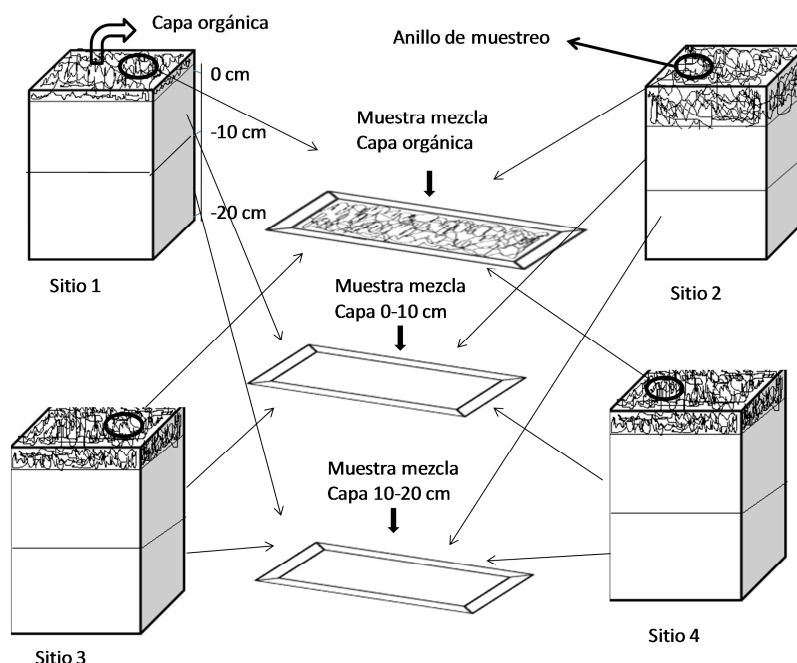
3.6. Metodología de muestreo y análisis físico-químicos de suelos

3.6.1. Muestreo y preparación de las muestras

La toma de muestras de suelo se ha realizado bajo una metodología común europea y un control de calidad desarrollado y realizado por el Laboratorio de Uso sostenible del Medio Natural del INIA (López Arias 1996a), siguiendo las directrices de muestreo del programa ICP-Forests (UN-EC 1994). En cada punto de la red de Nivel I se seleccionaron cuatro sitios en los que se realizó la toma de muestras de suelo. Dichos sitios se localizaron en los cuadrantes NE, SE, SO y NO a una distancia del centro del punto inferior a 10 metros y alejados de la zona de influencia de las copas (Montoya et al. 1997). Se realizó un muestreo en capas hasta una profundidad de 20 cm. Se separó una capa orgánica caracterizada por la presencia aun visible de restos de forna y dos capas de suelo organomineral o mineral en dos profundidades: 0-10 y 10-20 cm (Fig. 3.8).

La muestra tomada para análisis químico en cada profundidad es una muestra mezcla de cuatro submuestras recogidas en cada uno de los sitios de muestreo. La mezcla se realizó “in situ” (Fig. 3.8) y se transportó en bolsas de lona al laboratorio.

Figura 3.8 Esquema de muestreo de suelo en las capas minerales (0-10 y 10-20 cm) y orgánica en cada punto (n=103).

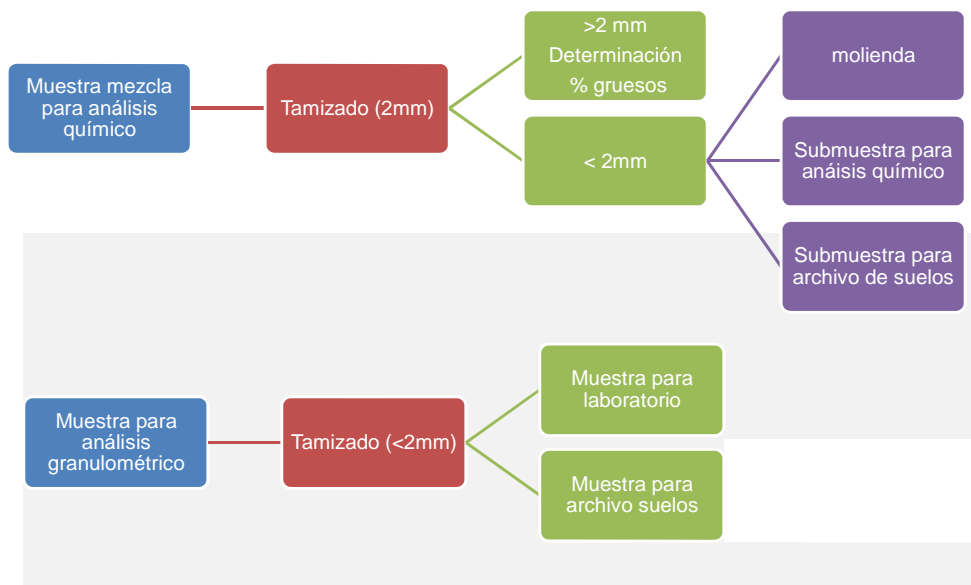


Para las determinaciones físicas de suelo se seleccionó un único sitio de muestreo. Para el análisis granulométrico se recogió muestra en cada una de las capas minerales en el sitio 4. Para la determinación de la densidad aparente se abrió un perfil escalonado de suelo cercano al sitio 4. A cada profundidad se extrajeron las muestras de suelo inalterado por medio de cilindros de acero.

Los suelos fueron caracterizados de acuerdo a las directrices (FAO 2006) y clasificados según (FAO/ISRIC/ISSS 2006). Para esta finalidad, en cada punto de muestreo se procedió a realizar la apertura de un perfil edáfico representativo del punto, hasta llegar al material de partida.

Las muestras de suelo correspondientes a un punto de muestreo se subdividieron en el laboratorio una vez registradas y secas al aire siguiendo el esquema de la Fig. 3.9. Las muestras fueron tamizadas con un tamiz de 2 mm de luz. Una submuestra de esta fracción fina, fue molida para algunas determinaciones químicas. Todas las muestras fueron conservadas en frascos de cristal no estancos para permitir el intercambio gaseoso con el fin de evitar alteraciones en su composición.

Figura 3.9 Esquema de procesamiento de muestras de suelo mineral repetido para cada una de las tres muestras del punto



3.6.2. Análisis físicos

En cada muestra de suelo mineral, se realizaron tres determinaciones: porcentaje de elementos gruesos, distribución granulométrica y densidad aparente.

Determinación del porcentaje de elementos gruesos

La muestra total de suelo recogida fue pesada inicialmente. El peso de la muestra total de suelo y el peso de la fracción gruesa (>2 mm), una vez eliminada la fracción fina del suelo, fueron utilizados para calcular el porcentaje de fragmentos gruesos. El peso de la fracción fina del suelo se calculó como la diferencia entre el peso total y el peso de la fracción gruesa.

Para la separación de la fracción gruesa, la fracción de suelo gruesa fue sumergida durante 24 h en una disolución de NaOH 1N, utilizada para facilitar la dispersión de la fracción fina del suelo y las partículas orgánicas de la superficie de los fragmentos gruesos. A continuación fueron lavados en abundante corriente de agua, secados en estufa a 105°C y pesados (Gandullo et al. 1986).

Análisis granulométrico

La distribución granulométrica de los suelos se determinó por el método de la pipeta Robinson. Para la determinación del porcentaje de arenas se llevó a cabo el tamizado de cinco fracciones: 63-125 μm , 125-200 μm , 200-630 μm , 630-1250 μm y 1250-2000 μm . Para la tierra fina ($< 2\text{mm}$) se generaron tres fracciones: $< 63 \mu\text{m}$, $< 20 \mu\text{m}$ y $< 2 \mu\text{m}$, de acuerdo con el método: ISRIC 1987(UNEP-UN/EC Method 9100 SA). Se llevó a cabo la eliminación previa de la materia orgánica por oxidación con peróxido de oxígeno. La clase textural se determinó con los porcentajes de las fracciones de arena, limo y arcilla calculadas (Tabla 3.2), siguiendo las directrices del programa del ICP Forests (UN/ECE 1994) y de la comisión de regulación nº 926/93 (CEE 1993).

Tabla 3.2 Tipo de clases texturales de suelo.

Clase	Descripción	% arcilla	% arena
1	Gruesa	< 18	> 65
2	Media	$< 35 \text{ ó } > 18$	$> 15 \text{ ó } > 65$
3	Media Fina	< 35	< 15
4	Fina	35-60	
5	Muy Fina	> 60	

Densidad aparente

La densidad aparente se calculó a partir del peso seco (105°C durante 48 horas) de dos muestras inalteradas de suelo para cada profundidad, muestreadas mediante un cilindro metálico (6,5 cm diámetro \times 10 cm altura). El volumen medio se midió en una submuestra de 40 cilindros.

3.6.3. Análisis químicos

La determinación de los análisis químicos se realizó en una alícuota de la fracción fina del suelo. En ella se determinaron los siguientes análisis.

pH: fue medido potenciométricamente (Metrohm mod. 691) en una suspensión suelo:agua/(CaCl_2 0.01 M) de la fracción fina de suelo, después de un periodo de agitación de 2 horas. La relación suelo/solución fue 1:2,5 para el caso de muestras de suelo minerales y de 1:5 para las muestras orgánicas. El pH-metro fue calibrado con disoluciones buffer de pH 4,0 y 7,0 (9,0 para suelos básicos). Cada muestra se midió por duplicado. La disolución buffer de 7,0 se utilizó como muestra de control,

mediándose cada 10 muestras. Con una frecuencia semanal se midieron dos muestras de intercalibración de suelo, procedentes del segundo ejercicio de intercalibración de suelos del ICP-Forests: una de suelo mineral y otra orgánico.

C total y N total: Los contenidos totales de C y N se determinaron, en las muestras de suelo molidas y secas a 65°C, por combustión seca, utilizando un analizador elemental LECO (mod. CHN-600 y LECO CHN 2000). El equipo se calibró diariamente con EDTA. Todas las muestras se midieron por duplicado. Como control de calidad se utilizó diariamente una muestra de suelo certificada por LECO. Las concentraciones de C total y N total fueron calculadas en base al peso seco (105°C).

Carbonatos: El contenido de carbonatos se determinó en muestras minerales de pH (CaCl_2) superior a 6,5. Mediante un ataque ácido en caliente (95°C) en un baño de arena con HClO_4 1N, seguido de una valoración por retroceso con NaOH 0.5 N (valorador automático, Metrohm, mod. 686) (Gandullo et al. 1989). Diariamente se controlaron los análisis con una muestra de suelo calizo procedente del segundo ejercicio de intercalibración de suelos del ICP-Forests y con CaCO_3 puro. Todas las muestras se midieron por duplicado.

Carbono orgánico: Se calcula como la diferencia entre el porcentaje de carbono correspondiente a la fracción inorgánica, y el contenido de carbono total.

Concentración de elementos en el extracto de agua del suelo: Para la determinación de la concentración de los iones solubles en la capa mineral del suelo (0-10 cm), se siguió el método de Meiwes et al. (1986). La extracción se realizó con una relación suelo/agua 1:2. De cada muestra de suelo se obtuvieron tres extractos en agua mediante agitación de 20 g de suelo tamizado (< 2mm) y 40 ml de agua desionizada durante 24 horas; centrifugación (media hora a 19.000 rpm) y filtración a vacío (filtros de membrana de 0.45 μm). En el extracto de suelo se analizaron: el pH (potenciométricamente, Metrohm mod. 691), Na^+ y K^+ por emisión en un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin-Elmer 1100B); Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} y Mn^{2+} por ICP-OES (Perkin-Elmer, Optima 2000), NO_3^- , SO_4^{2-} y Cl^- por cromatografía iónica (Dionex DX-500) y amonio por espectrofotometría mediante el método del salicilato (Alliance, mod. Integral Plus).

Contenido total de elementos en las muestras orgánicas de suelo: para su determinación se realizó un ataque con agua regia (HNO_3 , HCl y H_2O_2) en un sistema

de digestión por microondas con vasos de alta presión (Milestone mod.1200). En el digerido se analizaron: P, Ca y Mg por ICP-OES (Perkin-Elmer mod 400), K por emisión en un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin-Elmer mod. 1100B), Fe, Mn y Zn por espectroscopia de absorción atómica (Perkin-Elmer mod. 1100B). Todas las muestras se analizaron por duplicado. Como muestra de control se utilizó el material de referencia del BCR, CRM-101 (acículas de *Picea abies*).

Paralelamente se realizó la determinación del contenido de humedad de las muestras de suelo secándolas en estufa a 105°C.

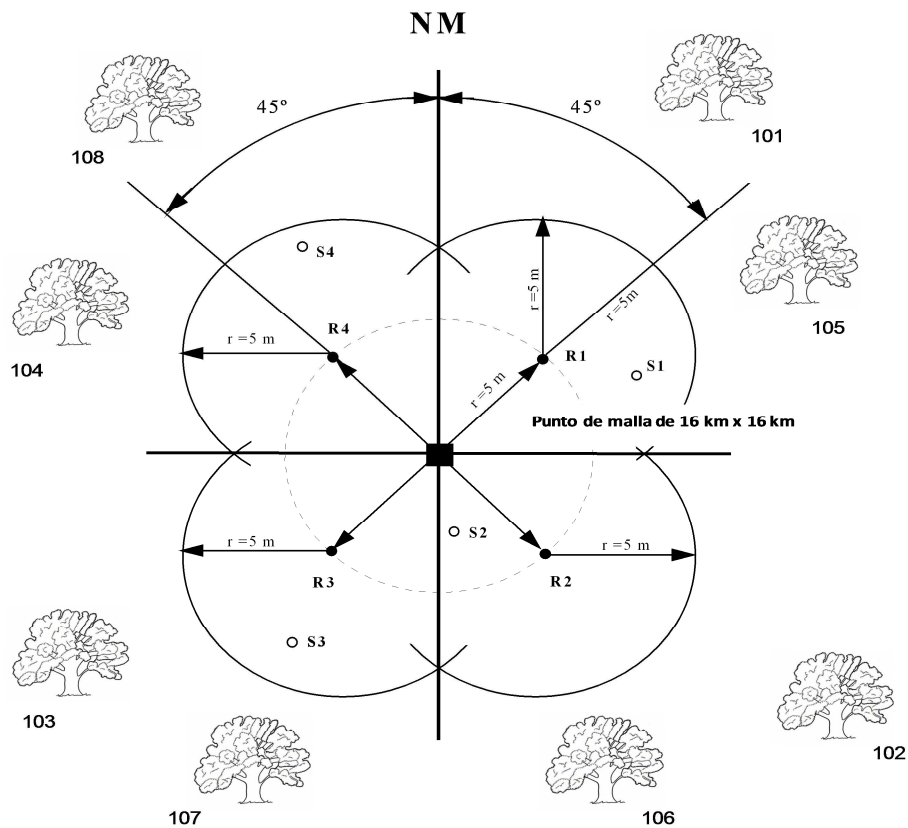
3.7. Metodología de muestreo y análisis de muestras foliares

3.7.1. Muestreo y preparación de las muestras

La toma de muestras foliares al igual que en la de suelos ha sido realizada bajo una metodología común y un control de calidad desarrollado y realizado por el Laboratorio de Uso sostenible del Medio Natural del INIA (López Arias 1996b), siguiendo las directrices de muestreo del programa ICP-Forests (UN-EC 1994).

Para la toma de muestras de hojas se seleccionaron en cada punto cuatro árboles representativos del punto de muestreo (pertenecientes al estrato dominante o codominante en rodales con espesura cerrada ó cuya altura media fuese $\pm 20\%$ la altura media del punto en rodales de espesura abierta y que tuvieran un grado de defoliación en el momento de seleccionarlos próximo a la media del punto ($\pm 5\%$)). Los árboles seleccionados están situados en la zona buffer, circundante al punto de muestreo y próximos a los sitios de muestreo de suelo (Fig. 3.10). Los cuatro árboles se muestrearon separadamente. Para ello se recogieron dos muestras mezcla de cada árbol, compuesta por ramillos de las cuatro orientaciones (siempre que fue posible), del tercio superior de la copa, completamente iluminado. En cada árbol se muestrearon separadamente las hojas del año en curso y las de años anteriores. Se recogieron en bolsas de polietileno perforadas, y se secaron en estufa a 65°C al llegar al laboratorio (48 horas). El muestreo se realizó en dos años, al final del verano.

Figura 3.10 Situación de los árboles de muestreo dentro del punto: 101, 102, 103 y 104 son los árboles de muestreo. 105, 106, 107 y 108 árboles marcados en el punto, de sustitución para muestreos posteriores



Una vez que se seleccionaron las hojas o ramillas se obtuvo una muestra por árbol que fue guardada en una bolsa de polietileno perforada, dentro de esta bolsa se incluyó además una etiqueta de identificación. Las bolsas de polietileno se guardaron en neveras para su conservación hasta la llegada al laboratorio.

Una vez realizado este acondicionamiento inicial se determinó para cada árbol el peso de 100 hojas, procediéndose posteriormente al molido de la muestra en un micromolino (Culatti IKA mod.MFC). Siguiendo las directrices del Programa ICP-Forests, no se efectuó ningún tipo de lavado o limpieza de las hojas.

Se seleccionó un punto de muestreo con objeto de hacer un seguimiento temporal de la variación de la concentración de nutrientes en hoja. Para ello se escogió una masa adhesada de encina sobre un sustrato calizo en las cercanías de Argamasilla de Alba (Ciudad Real). Durante 14 meses se realizó un muestreo con frecuencia mensual de las cuatro encinas originalmente muestreadas en el punto, a lo largo de todo el período

vegetativo. El muestro foliar se llevó a cabo con la misma metodología que para el resto de los puntos de estudio.

3.7.2. Análisis químico

C y N foliar: Los contenidos totales de C y N se determinaron, en las muestras foliares molidas y secas a 65°C, por combustión seca, utilizando un analizador elemental LECO (mod. CHN-600 y LECO CHN 2000). Todas las muestras se midieron por duplicado. El equipo se calibró diariamente con EDTA. El control de las medidas fue llevado a cabo mediante la medición cada 10 muestras de un material foliar (muestra interna de calibración del laboratorio de hojas de *Quercus ilex*), procedente del tercer ejercicio de intercalibración foliar del ICP-Forests y el material de referencia del BCR CRM-101, que se midió con una frecuencia diaria al comienzo y final de la serie diaria de medidas. En algunos puntos de muestreo con contenidos de nitrógeno elevados, se utilizó el material CRM-100 (hojas de *Fagus sylvatica*).

S foliar: Los contenidos totales de azufre foliar se midieron por combustión seca en un analizador elemental LECO (mod. SC-432). El equipo se calibra con una muestra de carbón N° 501-001 certificada por LECO, con un contenido de azufre de 0,40 %, suministrada por la empresa LECO. Las medidas se controlaron con los mismos materiales de referencia del BCR citados en el apartado anterior.

P, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Zn y Cu foliar:

El análisis de la concentración de nutrientes en el tejido foliar, se llevó a cabo en un digerido foliar procedente de una digestión húmeda de la muestra en HNO₃ 63 M mediante un sistema de digestión por microondas (Milestone, mod.1200). En el digerido se analizaron: P, Ca y Mg por ICP-OES (Perkin-Elmer mod 400/OPTIMA 2000), K por emisión en un espectrofotómetro de absorción atómica (Perkin-Elmer mod. 1100B), Fe, Mn, Zn y Cu por espectroscopia de absorción atómica (Perkin-Elmer mod. 1100B/OPTIMA 2000). De todas las muestras vegetales se realizaron dos digeridos. El control de calidad de los análisis se lleva a cabo mediante la digestión y el análisis diario de la muestra interna de calibración del laboratorio (*Quercus ilex*) y el material de referencia CRM-101. Todos los equipos analíticos se calibraron diariamente.

3.8. Análisis estadístico

El análisis de la varianza se ha realizado para establecer de forma significativa la comparación entre grupos diferentes. La homogeneidad de la varianza ha sido determinada mediante el test de Levene y Cochran. Para el caso de variables que no han seguido una distribución normal se ha utilizado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. La normalidad de todas las variables continuas ha sido previamente testada mediante el test no paramétrico de Kolmogorov-Smirnov. Las variables continuas que no han seguido una distribución normal han sido transformadas utilizando transformaciones Box-Cox.

Se ha utilizado el coeficiente de correlación de Pearson como índice para medir el grado de relación entre dos variables cuantitativas.

Los análisis multivariantes han sido utilizados con tres objetivos diferentes: descriptivos, clasificatorios y predictivos. En el primer caso, se ha utilizado el análisis factorial basado en el método de extracción de componentes principales (ACP) con el objeto de reducir el número de variables que expliquen el mayor porcentaje de variabilidad y observar las relaciones de los factores obtenidos con las variables iniciales. Para la realización de este análisis se ha seleccionado, en el caso de un número suficiente de observaciones, la matriz de cargas del factor después de la rotación Varimax y se han seleccionado aquellas variables que han presentado una carga superior a 0.60. En el segundo caso se ha utilizado el análisis discriminante con la finalidad de encontrar relaciones lineales entre las variables continuas que mejor discriminen los grupos clasificados previamente. Para la realización de este análisis se ha seleccionado el método de regresión por pasos. Y para el modelo predictivo se ha utilizado el análisis de regresión lineal múltiple seleccionando el método de regresión por pasos.

También se ha utilizado el análisis de modelos lineales generalizados (GLM) para estudiar relaciones lineales entre la variable respuesta o dependiente y la(s) variable (s) independientes. Este modelo permite utilizar variables con distribuciones no normales y con varianzas no constantes.

La realización de los análisis estadísticos se ha llevado a cabo con el paquete estadístico Statgraphic plus V.5.0 y Statgraphic Centurion XVI Versión 16.1.15.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En función de los objetivos planteados a continuación exponemos los resultados y abordamos la discusión de los mismos, siguiendo las diferentes fases establecidas.

4.1. Características fitoclimáticas de los puntos de muestreo

Para la caracterización fitoclimática de los 103 puntos de muestreo en los que se desarrolla la especie *Quercus ilex* se ha seleccionado un conjunto de variables, ampliamente conocidas y utilizadas, con significado ecofisiológico y que expresan situaciones limitantes. Estas variables han sido las siguientes:

Precipitación media anual (PMA)

Precipitación media de primavera (PMP)

Precipitación media de verano (PMV)

Precipitación media de otoño (PMO)

Precipitación media de invierno (PMI)

Temperatura media anual (TMA)

Temperatura media del mes más frío (TMF)

Media de las temperaturas mínimas del mes de media más fría (TMMF)

Temperatura media del mes más cálido (TMC)

Media de las temperaturas máximas del mes de media más cálida (TMMC)

Temperatura media de verano (TMV)

Periodo (en meses) de helada segura (HS): meses en los que la media de las mínimas es negativa

Aridez (A): Periodo (en meses) en que la curva de las temperaturas medias mensuales se sitúa por encima de la curva de precipitaciones medias mensuales en una representación ombrotérmica tipo Gaussen. Se define como nº de meses secos en los que la temperatura media mensual es mayor que la precipitación mensual dividida por dos ($T^a > P/2$)

Índice de Aridez (K): Cociente de dividir el área seca del gráfico de Gaussen en que $T^a > P/2$ entre el área húmeda en que $T^a < P/2$

Los valores obtenidos de las variables climáticas utilizadas para la caracterización fitoclimática se resumen en la tabla 4.1.1

Los puntos de muestreo de *Q. ilex* están distribuidos a lo largo de un gradiente climático que cubre un rango de precipitaciones medias anuales de 431 mm a 1099 mm

(media: 636 mm) y un rango de temperaturas medias anuales que varía entre 7.9 °C y 17.9 °C (media: 13.2°C) (Tabla 4.1.1).

Tabla 4.1.1. Valor mínimo (min), medio, mediana, máximo (max) y percentiles 10 y 90 de las variables termopluviométricas utilizadas para la caracterización fitoclimática de los puntos de muestreo, n=103.

Variable	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
PMA (mm)	437	636	587	1099	497	863
PMP (mm)	39	58	55	104	46	77
PMV (mm)	8	27	20	80	10	53
PMO (mm)	39	59	57	103	46	77
PMI (mm)	29	68	70	127	43	95
TMA (°C)	7.9	13.2	12.9	17.9	10.1	16.1
TMF (°C)	0.5	5.2	4.9	10.3	2.6	8.0
TMMF (°C)	-4.3	0.8	0.9	5.0	-1.6	3.4
TMC (°C)	17.0	23.1	22.7	27.7	19.4	26.3
TMMC (°C)	24.6	31.1	30.8	36.2	26.4	34.7
TMV (°C)	15.5	21.5	21.3	26.0	18.1	24.7
HS (nº meses)	0.0	1.1	0.0	6.0	0.0	3.0
A (nº meses)	0.0	2.7	3.0	4.7	0.0	4.2
K	0.0	0.2	0.2	0.5	0.0	0.4

La especie *Q. ilex* está adaptada a una de las características fundamentales del clima mediterráneo: la sequía estival que se manifiesta porque en el verano coexisten temperaturas medias elevadas del orden de 22°C, acentuadas por elevadas medias de las temperaturas máximas del mes de media más cálida (31°C) y con máximos de hasta 36 °C; junto con la mayor escasez de precipitaciones en ese periodo con mínimos de hasta 8 mm y una media de 27 mm, mientras que el máximo pluviométrico se corresponde con la estación de invierno (68 mm) seguido de las estaciones de transición. La adaptación al estrés térmico se refleja también por que soportan intensos fríos invernales que pueden alcanzar una intensidad y duración considerables, con valores

medios de temperaturas mínimas del mes de media más fría que oscilan entre -4.3°C y 0.9°C y periodos de helada segura de hasta 6 meses.

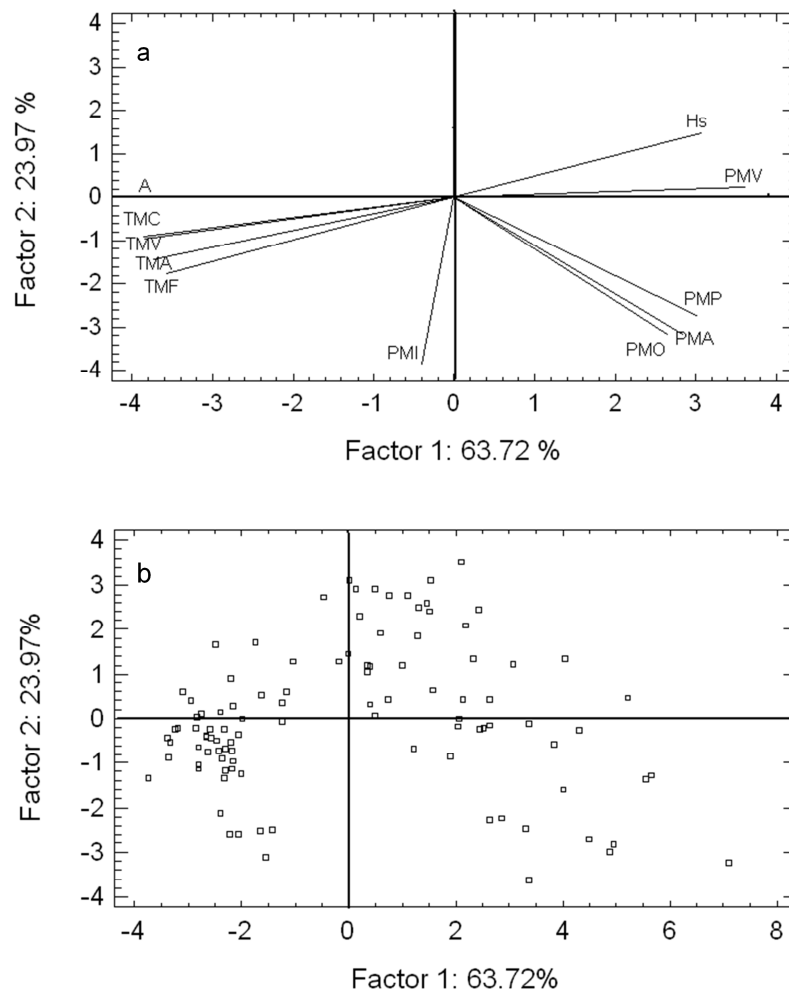
Con el objeto de establecer las relaciones entre las distintas variables climáticas y los 103 puntos de encina estudiados se ha realizado un análisis de componentes principales (ACP) mediante el que se ha obtenido la agrupación de variables y puntos estudiados en función de los dos primeros ejes de variabilidad (Fig. 4.1.1). Las variables climáticas utilizadas para el análisis han sido: TMA, TMV, TMMF, TMMC, PMA, PMV, PMI, PMP, el índice de aridez (A) y el periodo de heladas seguras (Hs). El resultado del ACP muestra que las temperaturas y el periodo de sequía son las variables de mayor influencia negativa junto con la precipitación estival de influencia positiva, explicando este factor el 64 % de la varianza (Fig. 4.1.1 a). El eje de ordenadas explica solo el 24 % de la varianza y está principalmente relacionado con las precipitaciones, con excepción de la precipitación media invernal.

Al proyectar los puntos de encina sobre estos ejes se pueden discriminar cuatro grupos según los distintos ámbitos climáticos. En primer lugar siguiendo el eje de abscisas aparecen separados dos ambientes fundamentalmente térmicos relacionados con el periodo de sequía y la precipitación media estival. Si seguimos el eje de ordenadas se separan ambientes relacionados con las precipitaciones medias de invierno, primavera, otoño y precipitación media anual, diferenciando por tanto cuatro ambientes climáticos: (1) cálido y seco (especialmente en verano) que corresponderían a los puntos del cuadrante inferior izquierdo, (2) cálido y más húmedo que correspondería a los puntos del cuadrante superior izquierdo, (3) frío y húmedo que corresponderían al cuadrante superior derecho y por último (4) frío y más seco que correspondería a los puntos del cuadrante inferior derecho (Fig. 4.1.1 b). Si tenemos en cuenta las cuatro formaciones forestales definidas, las dehesas es el grupo más homogéneo desde el punto climático, ya que la mayoría se incluye dentro del ambiente cálido-seco, mientras que los puntos pertenecientes a las otras tres formaciones se distribuyen de forma más heterogénea entre los otros tres ambientes climáticos.

Las cuatro formaciones forestales definidas se diferencian por la pluviometría y termicidad. Respecto a las precipitaciones, las dehesas se desarrollan en zonas relativamente húmedas con un valor medio anual de 600 mm, a pesar de recibir bajas precipitaciones estivales y presentar largos periodos de sequía comprendidos entre 3 y 5 meses, corresponderían a las llamadas “dehesas típicas” (Sánchez et al. 2007). Las

formaciones EBD reciben precipitaciones medias anuales (559 mm) ligeramente más inferiores a las de las dehesas pero presentan periodos de sequía más cortos y mayores precipitaciones estivales probablemente influido por el hecho de que están situadas a mayor altitud (Tabla 4.1.2). Las otras dos formaciones restantes se corresponden con ambientes más húmedos caracterizados por altas precipitaciones tanto anuales como estivales y por periodos de sequía muy cortos.

Figura 4.1.1. Distribución de variables climáticas (a) y observaciones (b) en el espacio definido por los dos primeros ejes de variabilidad resultantes del análisis de componentes principales



Respecto a las temperaturas, las dehesas presentan las máximas térmicas tanto estivales como invernales con una temperatura media anual de 16 °C, seguida de las formaciones de EBD, las cuales presentan valores intermedios entre los presentados en las dehesas y las otras dos formaciones restantes (EAD y masas mixtas), correspondiendo a estas últimas formaciones los ambientes más fríos.

Tabla 4.1.2. Variables climáticas según la formación forestal: valores medios y rangos (mínimo-máximo) de aridez (A), precipitación media anual (PMA), precipitación media de verano (PMV), temperatura media anual (TMA), temperatura media de verano (TMV), temperatura media del mes más frío (TMF) y temperatura media del mes más cálido (TMC).

Formación Forestal	A (meses)	PMA (mm)	PMV (mm)	TMA (°C)	TMV (°C)	TMF (°C)	TMC (°C)	Tipo Allue *	Tipo Rivas **
Dehesa (n=40)	4.0 3.4-4.7	600 482-769	12 8-18	15.8 14.7-17.9	24.4 23.1-26.0	7.6 6.3-10.3	26.0 25.0-27.7	ME (100%)	MESO (95%) TERMO (5%)
EBD (n=14)	3.3 1.9-4.4	559 442-872	20 8-37	12.5 10.1-14.5	21.5 18.8-23.9	4.4 2.1-6.2	23.1 20.4-25.5	ME (64%) NEME (36%)	MESO (64%) SUPRA (36%)
Mixta (n=29)	1.7 0.0-3.7	665 437-1099	38 17-80	11.3 7.9-14.2	19.3 15.5-23.9	3.5 0.5-6.0	20.8 17.0-25.6	ME (7%) NEME (72%) NE (14%) ORO (7%)	MESO (24%) SUPRA (76%)
EAD (n=20)	1.3 0.0-4.2	721 451-986	43 9-73	11.2 9.8-12.9	19.1 17.1-21.7	3.5 1.7-5.8	20.4 18.3-23.2	ME (5%) NEME (60%) NE (30%) ORO (5 %)	MESO (20%) SUPRA (80%)

*tipos fitoclimáticos Allue: Mediterráneo (ME), Nemoromediterráneo (NEME), Nemoral (NE) y Oroborealoide (ORO). **tipos fitoclimáticos Rivas: mesomediterráneo (MESO), supramediterráneo (SUPRA) y termomediterráneo (TERMO).

Para estudiar la relación clima-vegetación se utilizan modelos fitoclimáticos y estadísticos que explican la distribución de la vegetación a diversas escalas basándose generalmente en factores limitantes que permiten correlacionar los límites de distribución de los tipos de vegetación con factores macroclimáticos. Para ello se utilizan diversos métodos entre los que se encuentran los sistemas bioclimáticos, como el de Rivas Martínez (1987) de carácter fisiognómico-ecológico, en el que se clasifica la vegetación potencial en base a los pisos bioclimáticos, ó los sistemas fitoclimáticos como el de Allue-Andrade (1990), que combinan el uso de la vegetación real y potencial, de carácter más fisiognómico y con mayor poder explicativo y predictivo sobre el cambio climático (Allue Andrade y Manrique 1993).

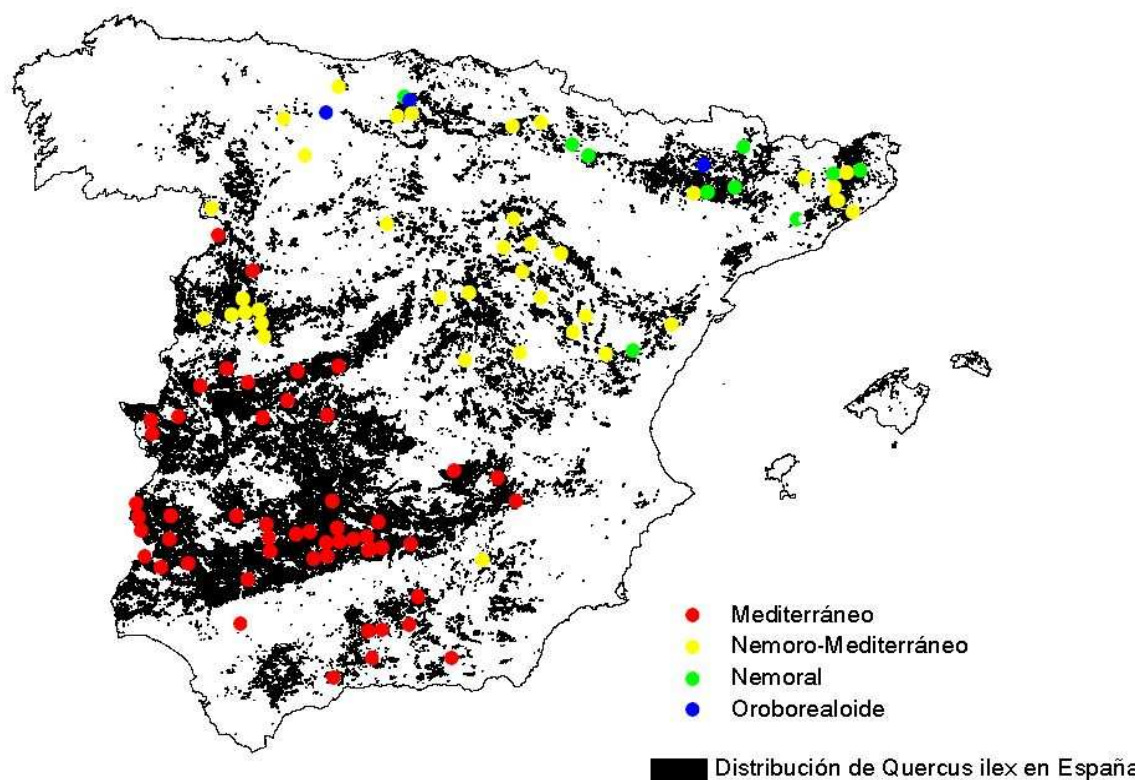
El clima de los puntos de muestreo ha sido caracterizado según la clasificación de Allue-Andrade (1990) aunque también se ha añadido a la tabla de resultados (tabla 4.1.2) el clima de acuerdo a la clasificación de Rivas Martínez (1987). En los 103 puntos de muestreo los tipos de clima corresponden a 4 de los 10 subtipos fitoclimáticos definidos por Allue: Mediterráneo, Nemoro-mediterráneo, Nemoral y Oroborealoide. El fitoclima Mediterráneo, caracterizado por condiciones climáticas extremas con elevadas

temperaturas medias estivales y largos periodos de sequía se define por la amplitud del periodo de aridez de Gaussen, que debe estar comprendido entre 3 y 11.4 meses. Este tipo representa el 50 % de todos los puntos, que corresponden mayoritariamente a las formaciones de dehesas (100 %) y EBD (64 %) (Tabla 4.1.2). El fitoclima Nemoro-Mediterráneo presenta condiciones menos extremas con un periodo de aridez más reducido: inferior a 3 meses y superior a 1.25. Es el más representativo de las formaciones EAD (60 %) y de las masas mixtas (72 %). El clima Nemoral, de condiciones climáticas más suaves, con un período de aridez inferior a 1.25 meses es menos representativo ya que está presente solamente en el 10% del total de puntos de muestreo, en encinares de alta densidad y masas mixtas. Por último, el tipo fitoclimático más húmedo “Oroborealoide” está caracterizado por presentar menos de 1.25 meses de aridez de Gaussen, una precipitación media anual mayor de 950 mm y una temperatura media del mes más frío inferior a 4°C. Este último clima es poco relevante ya que representa únicamente un 3% de los puntos, en encinares de alta densidad y masas mixtas.

En cuanto a su distribución geográfica los puntos que corresponden al fitoclima Mediterráneo están situados en cotas más bajas de altitud, con mínimos de 150 m y distribuidos de forma homogénea por la zona suroeste de la Península ibérica (Fig. 4.1.2.).

Los puntos de *Quercus ilex* con clima Nemoro-Mediterráneo están situados en un amplio rango de altitud (400-1500 m) y aunque presentan una distribución más heterogénea, están localizados principalmente en la región central de la Península y por último los puntos con clima Nemoral y Oroborealoide se sitúan principalmente en la zona noreste de la Península. Se observa un gradiente NE/SO que separa el fitoclima Mediterráneo de los otros 3 fitoclimas restantes.

Figura 4.1.2. Distribución geográfica de los tipos fitoclimáticos en los 103 puntos de muestreo



Con el objeto de confirmar que el gradiente climático se manifiesta de forma relevante en la distribución de las cuatro formaciones forestales de la especie *Q. ilex*, se ha realizado un análisis discriminante (Fig. 4.1.3) utilizando el algoritmo “stepwise” para la selección de variables que no estén correlacionadas entre sí. Para dicho análisis se han incluido como variables independientes la altitud y las variables climáticas: precipitación media anual, precipitación media de verano, temperatura media anual, temperatura media de verano, temperatura media del mes más frío y temperatura media del mes más cálido y como variable dependiente el tipo de formación forestal.

El resultado del análisis discriminante muestra dos funciones significativamente ($p > 0.05$) discriminantes, seleccionando cuatro variables significativamente predictoras: altitud, TMA, TMV y PMA. El análisis constata que el gradiente climático es relevante dentro de la distribución de la especie *Q. ilex* en los puntos estudiados, explicando la función discriminante 1 el 96 % de la varianza (Tabla 4.1.3), siendo la altitud y la temperatura media anual las variables con mayor relevancia dentro de las dos funciones discriminantes (Tabla 4.1.4), resultado lógico teniendo en cuenta que la temperatura es una de las variables más discriminadoras de la vegetación y acompaña a la altitud.

Figura 4.1.3. Distribución de las formaciones forestales definida por las 2 funciones discriminantes significativas resultantes del análisis discriminante.

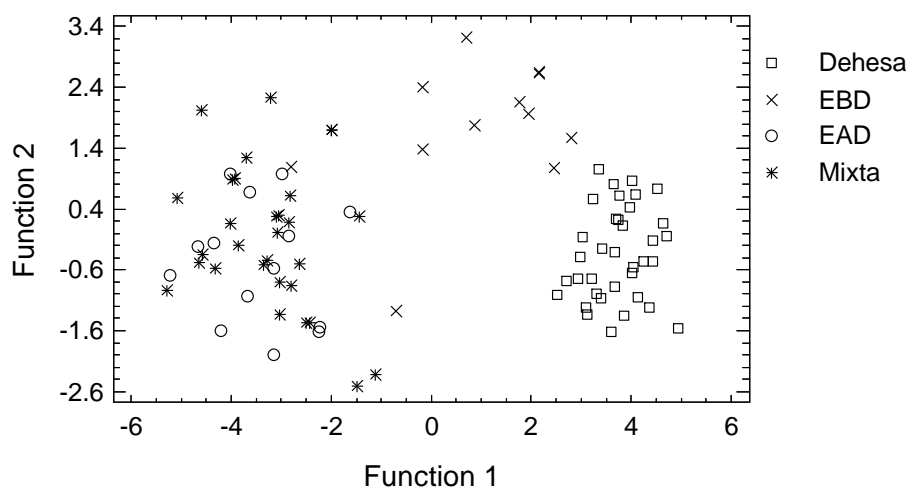


Tabla 4.1.3. Resultados del análisis discriminante, n=92

Función Discriminante	Porcentaje relativo	Correlación canónica	Chi-cuadrado	p-value
1	95.6	0.96	254.87	0.0000
2	4.1	0.57	36.81	0.0000

Tabla 4.1.4. Coeficientes estandarizados de las variables descriptoras significativas incluidas en las funciones discriminantes 1 y 2

Función	Altitud	PMA	TMA	TMV
1	1.1219	0.7694	1.2529	0.7607
2	1.3717	-0.1291	0.5711	-0.0216

El resultado de este análisis discrimina en su totalidad el grupo de las dehesas y prácticamente, el total de puntos pertenecientes a encinares de baja densidad resultando la distribución de los otros dos grupos más dispersa debido a una mayor heterogeneidad de sus ambientes climáticos. El 80 % de los puntos de muestreo están correctamente agrupados en las cuatro formaciones forestales definidas.

4.2. Caracterización física y química de los suelos

4.2.1. Caracterización física

La caracterización física de los suelos se ha llevado a cabo mediante la medición de los parámetros que pueden ser más significativos de cara a la capacidad de retención de agua y de adsorción de nutrientes de la fase sólida del suelo. Entre estos parámetros se encuentran el tamaño y la distribución de las partículas que confieren la composición y propiedades de la fase sólida del suelo determinándose en la misma el porcentaje de elementos gruesos (de nula actividad físico-química), el porcentaje y distribución de partículas de menor tamaño y de actividad creciente (arena, limo y arcilla) y la densidad aparente, parámetro directamente relacionado con la estructura del suelo.

4.2.1.1. Análisis granulométrico

El estudio granulométrico se ha llevado a cabo en las capas subsuperficiales de 0-10 y 10-20 cm. Los rangos de diámetro de partícula utilizados en este trabajo son los adoptados por la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo (ISSS).

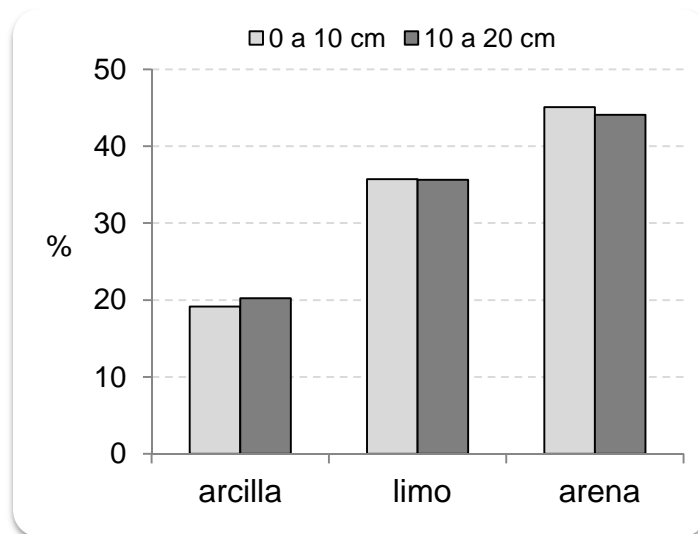
La proporción entre las distintas fracciones granulométricas en los puntos de muestreo presenta un rango de variación muy amplio, con valores que oscilan entre 2.6 y 71.9 % en la fracción arcilla, entre 6.8 y 70.5 % en el limo y entre 2.6 y 88.8 %; en la arena, siendo la fracción arenas la más abundante con un 45 % como valor medio en ambas capas de suelo (Tabla 4.2.1.1).

La distribución granulométrica, como era de esperar, apenas presenta diferencias al descender en profundidad (Fig. 4.2.1.1), es decir ambas capas son similares respecto de este parámetro.

Tabla 4.2.1.1. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 de los porcentajes de las tres fracciones granulométricas en las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm. N es nº de puntos en los que se determinó el análisis granulométrico

%	Profundidad cm	N	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
arcilla	(0 - 10)	92	2.6	19.2	14.9	66.2	6.2	37.6
limo		92	6.8	35.7	34.8	69.8	17.5	55.0
arena		92	6.0	45.1	44.7	88.8	16.2	74.9
arcilla	(10-20)	92	3.0	20.2	15.7	71.9	7.1	39.6
limo		92	7.8	35.6	35.6	70.5	19.6	54.8
arena		92	2.6	44.1	42.4	87.9	17.4	74.4

Figura 4.2.1.1. Valores medios de los porcentajes de arcilla, limo y arena de las capas minerales 0-10 cm (n= 92) y de 10-20 cm (n=88).

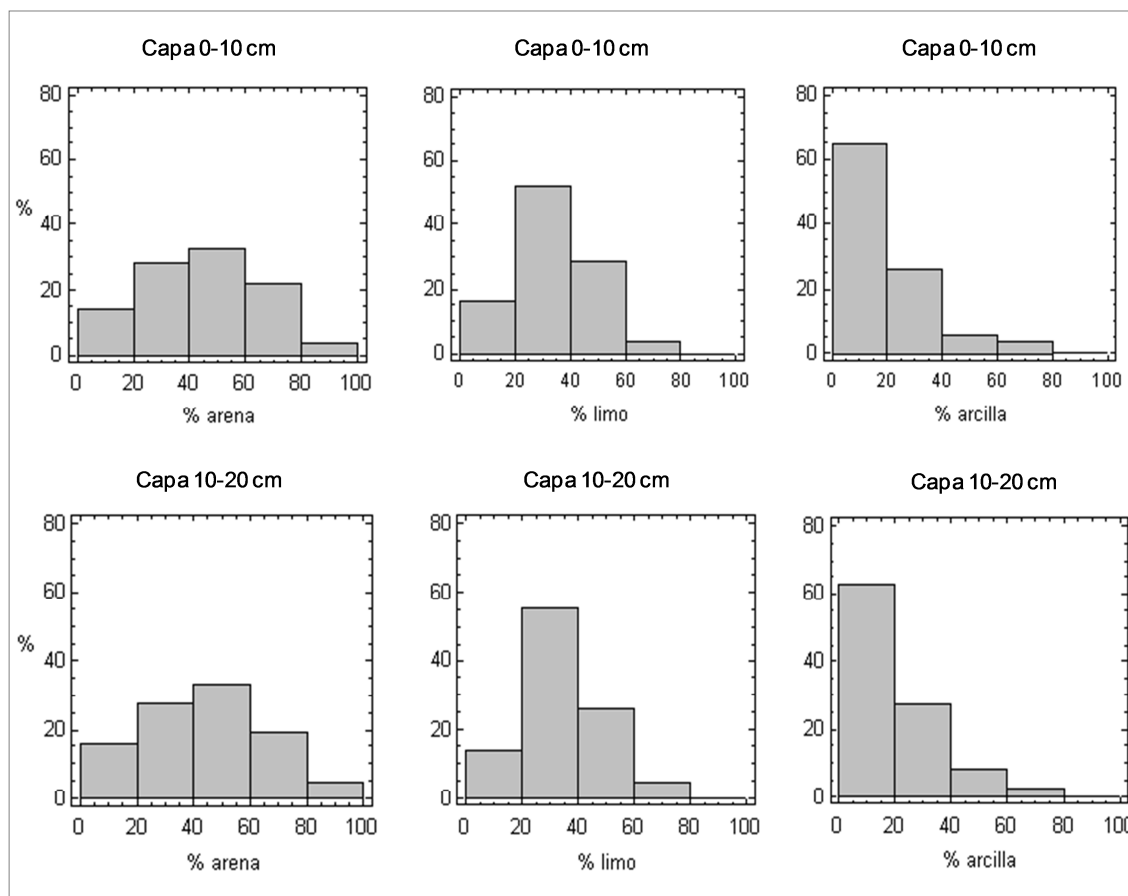


De la misma manera que para los parámetros de tendencia central, la distribución de las clases de frecuencia de los intervalos de porcentaje de arcilla, limo y arena es muy similar en ambas profundidades (Fig.4.2.1.2).

La distribución de las clases de frecuencia del porcentaje de arcilla es asimétrica, siendo la clase más frecuente la de rango inferior (0-20 %). La distribución de las clases del porcentaje de arena, sin embargo, es mucho más uniforme, siendo la clase central la más frecuente (40-60 %), destacando porcentajes elevados de partículas de arena (60-80

%) en el 25 % de los suelos. Las clases de frecuencia del porcentaje de limo presentan una distribución asimétrica al igual que en el caso de las arcillas, siendo la clase más frecuente la comprendida entre el 20 y 40 %.

Figura 4.2.1.2. Histograma de frecuencias de porcentajes de arcilla, limo y arena en las capas subsuperficiales minerales de 0-10 cm (n=92) y de 10-20 cm (n=88).



Una distribución granulométrica semejante se ha encontrado en el inventario de la Red de Metales Pesados realizada sobre un elevado número de suelos (2713 puntos) de uso agrícola y pastos a nivel nacional caracterizados por ser suelos principalmente de textura ligera o arenosa, fáciles de labrar y más productivos que los suelos forestales (López Arias et al. 2004), presentando porcentajes medios de arena de 51.7 %, 26.5 % de limo y 20 % de arcilla. En horizontes superficiales (0-20 cm) de suelos forestales en los que se desarrollan especies de coníferas se han obtenido porcentajes medios de arena que varían entre 20 y 38 %, de limo entre 35 y 62 % y de arcilla entre 10 y 43 % (Evrendilek et al. 2004, 2006; Boix-Fayos et al. 2009). Mientras que en suelos forestales en los que se desarrolla la especie *Q. ilex* se han obtenido porcentajes medios de arena

que varían entre 23 y 84 %, de limo entre 22 y 27 % y de arcilla entre 2 y 46 % (Gea-lzquierdo et al. 2009a; Miralles et al. 2009; Llorente y Turrión 2010a).

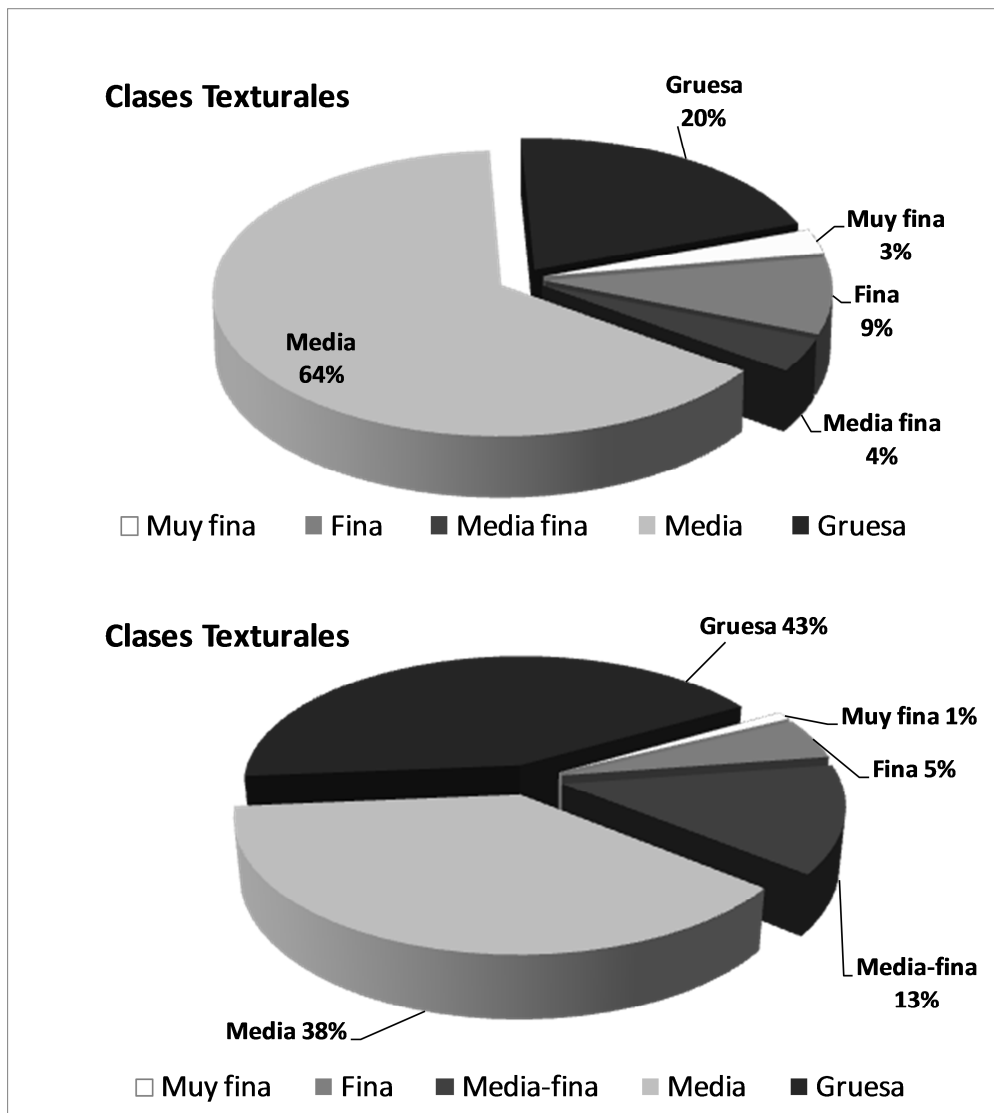
Aunque los criterios de determinación de textura han sido los adoptados por la Sociedad Internacional de la Ciencia del Suelo (ISSS), hemos preferido sustituir las clases texturales de la misma por la clasificación de la normativa del programa del ICP Forests (UN/ECE 1994) y de la comisión de regulación nº 926/93 (CEE 1993) (Tabla 4.2.1.2).

Tabla 4.2.1.2. Tipo de clases texturales de suelo

Clase	Descripción	% Arcilla	% Arena
1	Gruesa	< 18	> 65
2	Media	<35 ó >18	>15 ó >65
3	Media Fina	<35	<15
4	Fina	35-60	
5	Muy Fina	>60	

La clase textural más abundante es la de textura media con un 64 % del total de puntos estudiados (Fig. 4.2.1.3). Son suelos con altos contenidos de arena y limo, fracciones químicamente bastante inactivas, con una capacidad reducida de almacenamiento de nutrientes y agua. Las clases texturales no varían en profundidad. El 20 % de los suelos estudiados bajo encinar presentan una textura gruesa, con elevada susceptibilidad a las sequías, debido principalmente a su elevada permeabilidad. Los suelos que presentan textura media fina y muy fina, más productivos, representan el porcentaje menor (13 %) de los suelos estudiados. Estos puntos de muestreo con textura fina, se caracterizan además por presentar elevados contenidos de materia orgánica (9-16 %) y de nitrógeno total (3-6 g kg⁻¹) en la capa mineral subsuperficial.

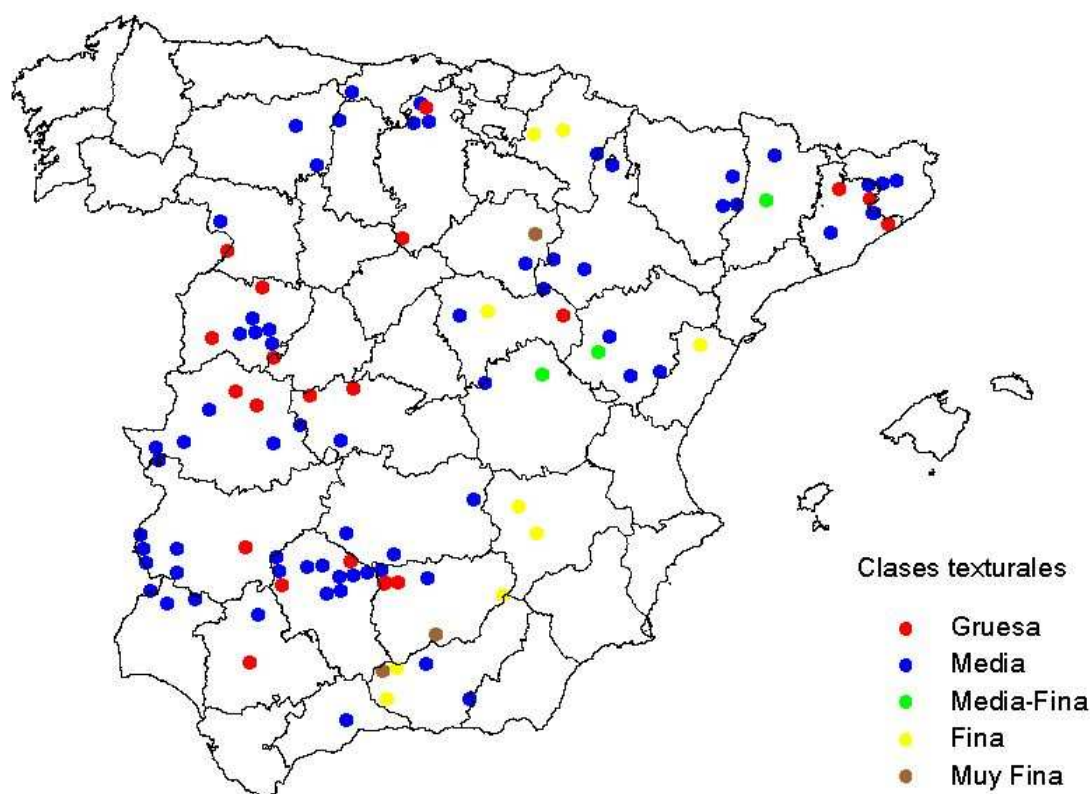
Figura 4.2.1.3. Diagrama de porcentajes de clases texturales según ICP Forest (UE/ECE 1994) en la capa mineral superficial de 0 a 10 cm en los 103 puntos de muestreo (gráfico superior) y en la capa (0-10 cm) de los suelos del inventario Forestal Europeo, n=3493 (gráfico inferior) EC-UN/ECE 1997.



En el inventario de suelos forestales realizado a nivel europeo en el que se determinó la textura en 3493 puntos (EC-UN/ECE 1997), la clase textural más frecuente también fue la gruesa (43 %), siendo más del 65 % de las capas minerales superficiales horizontes con elevado contenido en arena. Esta característica es común a los suelos forestales ya que los suelos de textura gruesa son más susceptibles a la sequía que los suelos de textura media o fina, siendo estos últimos más productivos, y utilizados preferente para uso agrícola.

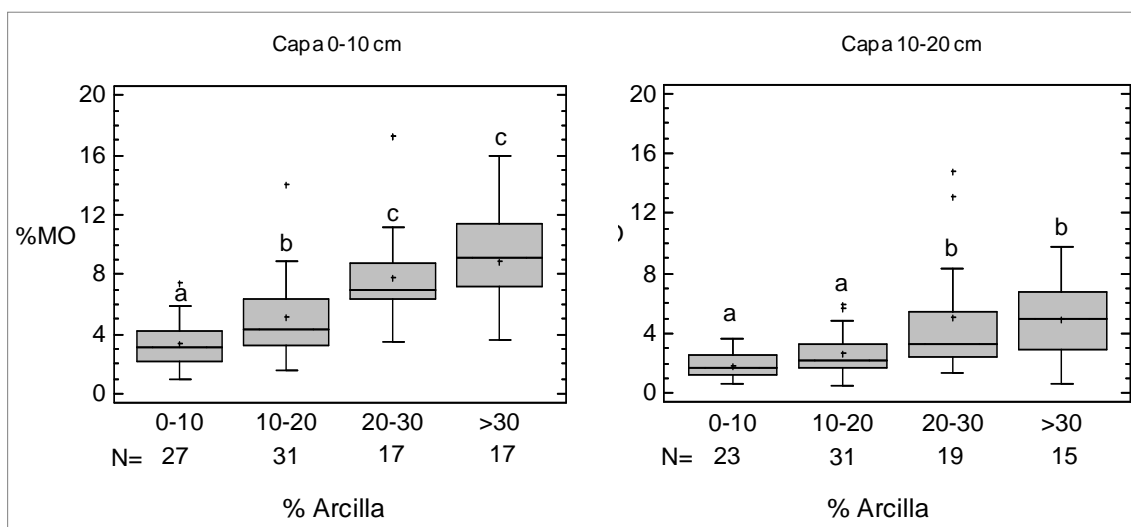
La distribución espacial de las clases texturales de los suelos sobre los que se desarrolla la encina se representa en la Figura 4.2.1.4.

Figura 4.2.1.4. Distribución espacial de las clases texturales de las capas minerales de 0-10 cm, n=103



Con el objeto de estudiar la influencia de la materia orgánica en la textura del suelo se ha realizado un análisis de anova y posterior test de Kruskal-Wallis mediante el cual se ha comprobado que los contenidos de materia orgánica son más elevados cuanto más altos sean los porcentajes de arcilla. Relación que es más notable en el caso de la capa mineral de 0-10 cm. Así suelos con porcentajes de arcilla inferiores al 10 % presentan contenidos medios de materia orgánica de 3.33 % mientras que suelos con porcentajes de arcilla superiores al 30 % presentan contenidos de materia orgánica significativamente ($p < 0.01$) más elevados de 8.86 % (Fig. 4.2.1.5). Por extensión, la materia orgánica al influir sobre la textura, influye en otras propiedades fisicoquímicas del suelo como la cohesión y plasticidad e incrementa la capacidad de retención del agua (Brady y Weil 1996).

Figura 4.2.1.5. Diagrama de cajas y análisis anova del contenido de materia orgánica según rangos de porcentajes de arcilla en las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm.

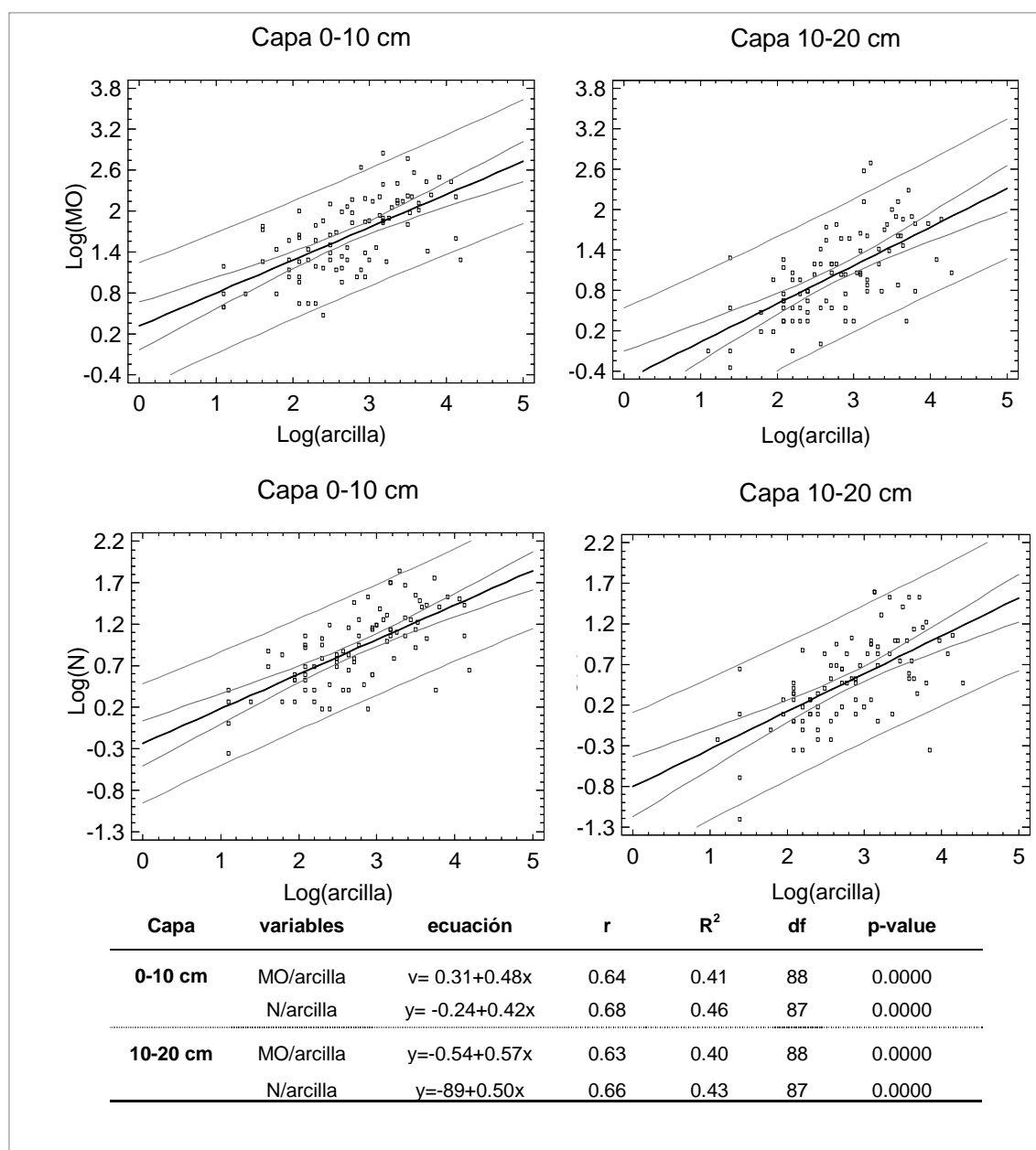


Mediante análisis de varianza se ha constatado elevadas correlaciones significativas ($p < 0.01$) positivas entre el contenido de materia orgánica y el porcentaje de arcilla en las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm ($R = 0.64$) y de 10-20 cm ($R = 0.63$) (Fig. 4.2.1.6). Estas correlaciones positivas pueden ser debidas por un lado, a que las cargas superficiales de los minerales de la arcilla están implicadas en la mayor parte las asociaciones órgano-minerales del suelo y por otro lado a que la capacidad de retención de agua de los suelos con alto porcentaje de arcillas, pueden dar lugar a condiciones que hacen que disminuya la velocidad de descomposición de la materia orgánica. Correlaciones positivas entre el contenido de arcilla y el contenido de carbono orgánico en horizontes superficiales también han sido encontradas por otros autores (Ganuza y Alemendros 2003; Moreno et al. 2007b; García-Pausas et al. 2007; Vesterdal et al. 2008; Miralles et. al. 2009). Además, otros autores han encontrado relaciones positivas entre el contenido de arcilla y la biomasa microbiana del suelo lo que sustenta la hipótesis de la capacidad del contenido de arcilla en la protección de la biomasa microbiana del suelo (Muller y Hoper 2004).

La relación del porcentaje de arcilla con el contenido de nitrógeno total, como cabría esperar, es alta (Fig. 4.2.1.6) debida a la correlación positiva existente entre el N total y el contenido en materia orgánica (Fig. 4.2.2.30) ya que el N total está relacionado con la cantidad y calidad de la materia orgánica (Gallardo et al. 2000a) y que, como hemos visto anteriormente, está correlacionado positivamente con el porcentaje de

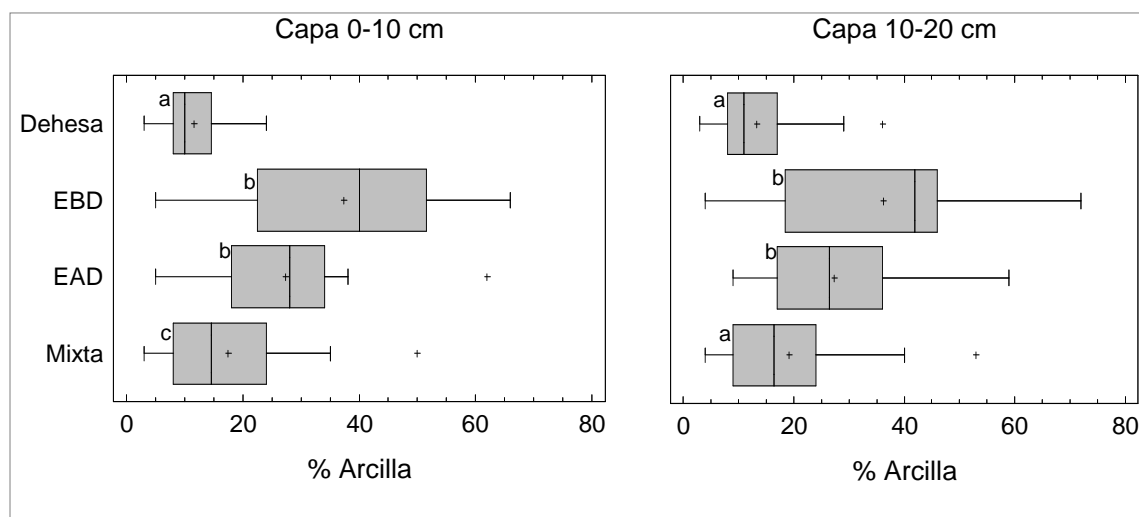
arcilla. Se ha constatado correlaciones más significativas del porcentaje de arcilla con el contenido de nitrógeno total que con el de la materia orgánica en las capas minerales subsuperficiales. Este resultado también ha sido encontrado por otros autores en horizontes minerales superficiales y subsuperficiales (García-Pausas et al. 2007). Los coeficientes de correlación han sido ligeramente mayores en la capa mineral subsuperficial de 0-10 cm que en la de 10-20 cm en ambos casos (Fig. 4.2.1.6).

Figura 4.2.1.6. Análisis de regresión de la variable arcilla frente a las variables materia orgánica y nitrógeno total en las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm.



Para estudiar la posible relación del tipo de formación forestal en la textura del suelo, se ha realizado un análisis de anova y posterior test de Kruskal-Wallis del porcentaje de arcilla y porcentaje de arena en las capas minerales superficiales y subsuperficiales según las cuatro clases de formaciones forestales presentes en los puntos de muestreo (Fig. 4.2.1.7). No se ha realizado con el porcentaje de limo por no encontrar diferencias significativas entre los 4 grupos de vegetación. En la capa superficial de 0-10 cm los suelos de dehesas junto con los de las masas mixtas presentan el porcentaje medio de arcilla más bajo ,11.5 % y 17.4 % respectivamente, estos porcentajes medios son significativamente más bajos ($p<0,001$) que los presentados en los suelos de encinares de baja y alta densidad (37.3 % y 27.3 %, respectivamente), siendo a su vez el porcentaje medio de arcilla significativamente más bajo en los suelos de dehesa que en los de las masas mixtas. En la capa subsuperficial de 10-20 cm los porcentajes medios de arcilla en suelos de dehesa (13.3 %) y masas mixtas (19.1 %) han sido más elevados que en el capa de 0-10 cm, dichos porcentajes medios son significativamente más bajos ($p<0,001$) que los presentados en los suelos de encinares de baja y alta densidad

Figura 4.2.1.7. Diagrama de cajas y análisis anova de los porcentajes de arcilla en las dos capas minerales subsuperficiales según las diferentes formaciones forestales: dehesa, $n=36$; encinar de baja densidad (EBD), $n=12$; encinar de alta densidad (EAD), $n=14$ y masas mixtas, $n=30$.



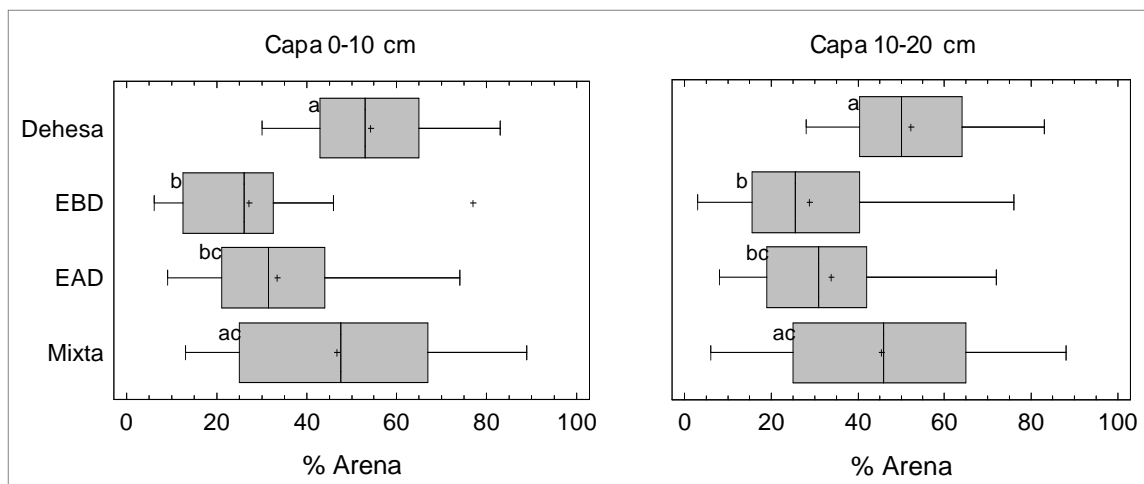
En el caso de los porcentajes medios de arena estos son significativamente más altos en las capas superficiales de 0-10 cm de suelos de dehesas (54.3 %) que en suelos de encinares de baja densidad (27.3 %) y alta densidad (33.8 %), mientras que los suelos de masas mixtas (46.7 %) solamente presentan contenidos medios de arena significativamente más altos que los suelos de encinares de baja densidad. Los

resultados obtenidos en la capa de 10-20 cm son muy similares a los obtenidos en la capa de 0-10 cm (Fig. 4.2.1.8).

En horizontes superficiales (0-20 cm) de suelos de dehesas de la zona centro-oeste de la Península se han encontrado porcentajes medios de arena más elevados (84 %) y más inferiores de arcilla (1 %), según Gea-Izquierdo et al. (2009a).

La textura del suelo viene determinada en gran parte por la naturaleza del material originario, así los suelos de dehesas están formados a partir de rocas ígneas (granito) y metamórficas (pizarra y esquistos principalmente) mientras que los suelos del resto de formaciones de encina están formados principalmente por rocas sedimentarias (calizas y areniscas principalmente) como puede observarse en la tabla 4.2.3.1, lo que puede dar lugar, mediante los procesos de meteorización, en el caso de las dehesas a suelos de textura gruesa y en el caso de encinares a suelos de textura más fina; las masas mixtas tendrían características intermedias.

Figura 4.2.1.8. Diagrama de cajas y análisis anova de los porcentajes de arena en las dos capas minerales subsuperficiales según las diferentes formaciones forestales: dehesa, n=36; encinar de baja densidad (EBD), n=12; encinar de alta densidad (EAD), n= 14 y masas mixtas, n=30

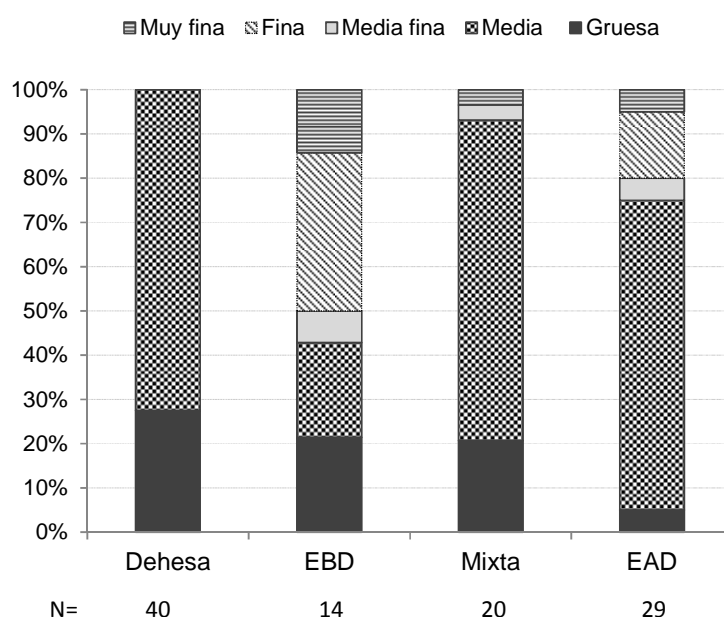


En cuanto a la distribución de las diferentes clases texturales en la capa mineral de 0-10 cm según el tipo de formación forestal (Fig. 4.2.1.9), se ha determinado que en suelos de dehesas, encinares de alta densidad y masas mixtas predomina la clase textural media con un 78 %, 70 % y 72 %, respectivamente. Las dehesas presentan el mayor porcentaje de suelos con textura gruesa (28 %) correspondiendo a los suelos de encinares de alta densidad el menor porcentaje (5 %). Los encinares de baja densidad

son los que presentan mayor diversidad de clases texturales, presentando el 50 % de los suelos texturas finas y muy finas.

Estos resultados junto con la determinación del bajo porcentaje de arcilla pueden indicar que los suelos desarrollados bajo dehesas son suelos con peor estructura, capacidad de almacenamiento de nutrientes y agua reducida y una mayor susceptibilidad a la sequía. También se observa que los puntos de muestreo en los que además de la encina se encuentran especies de coníferas y otras querquinceas el porcentaje de la clase textural gruesa es elevado (21 %). Este resultado puede corresponder con el predominio de la clase textural gruesa en el estudio realizado en la red de suelos europeos por el ICP Forests (EC-UN/ECE 1997) en el que predominan principalmente especies de coníferas.

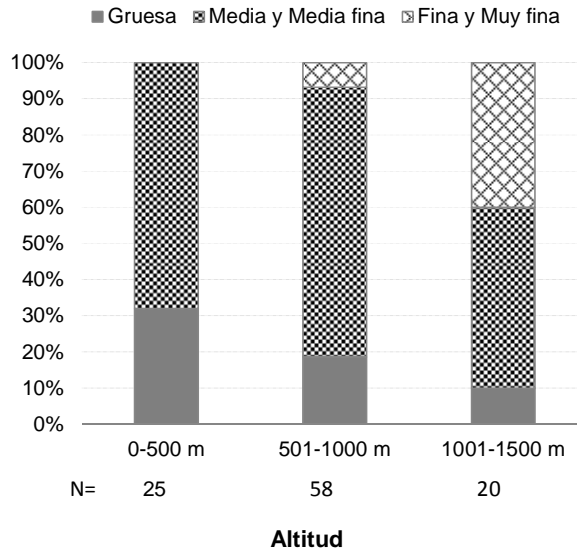
Figura 4.2.1.9. Relación entre las clases texturales (capa 0-10 cm) y las distintas formaciones forestales. N es el nº de puntos que corresponde a cada formación forestal



La mayoría de los suelos con textura gruesa van a estar asociados con depósitos arenosos no consolidados, depósitos que se suelen formar generalmente a bajas altitudes. Así se observa que dentro de los suelos que presentan textura gruesa, el 32 % de los mismos corresponden a suelos desarrollados a una altitud inferior a 500 m, mientras que dentro de los suelos con textura media y media fina, el 62 % de los mismos, corresponden a suelos desarrollados a altitudes medias entre 500 y 1000 m. Los suelos

con textura fina y muy fina en los que las partículas de arcilla son dominantes, predominan a elevadas altitudes, superior a los 1000 m (Fig. 4.2.1.10).

Figura 4.2.1.10. Relación entre las clases texturales de las capas minerales superficiales de 0-10 cm y la altitud.



4.2.1.2. Elementos gruesos

La pedregosidad de un suelo hace referencia a los elementos gruesos que se hallan en la superficie. Los elementos gruesos son fragmentos de roca o de mineral de diámetro superior a 2 mm. Presentan poca actividad, baja superficie específica y suelen ser resistentes a la meteorización aportando un escaso suministro de nutrientes y reduciendo la disponibilidad de nutrientes para la planta. La cantidad de elementos gruesos se expresa en porcentaje en volumen dentro de un horizonte.

La existencia de una pedregosidad abundante puede causar problemas para las prácticas del laboreo, disminuir el volumen de suelo para la exploración de las raíces y producir dificultades para la mesofauna, pero en el caso de suelos desarrollados en condiciones mediterráneas, la pedregosidad superficial puede ser beneficiosa para el régimen hídrico del suelo, al actuar a modo de cubierta disminuyendo la evaporación (Espejo et al. 1990). El conocimiento del porcentaje de elementos gruesos resulta también indispensable para referir los resultados de los análisis de laboratorio a un volumen de suelo para así poder conocer el potencial nutritivo de la fracción fina del suelo por unidad de superficie.

El porcentaje de elementos gruesos en los suelos estudiados presenta un amplio rango de variación que comprende desde suelos con ausencia de elementos gruesos hasta suelos que presentan un 87 % de los mismos en horizontes superficiales de 0-10 cm (Tabla 4.2.1.3). El porcentaje medio de elementos gruesos aumenta ligeramente con la profundidad del suelo, presentando un valor medio de 26 % en la capa de 0-10 y de 32 % en la capa de 10-20 cm. En suelos de encinares del Noroeste de la península se han encontrado porcentajes medios de elementos gruesos más elevados (55 %), produciéndose también un aumento de los mismos (62 %) con la profundidad del suelo (Llorente y Turrión 2010). En los suelos desarrollados bajo especies de coníferas y de *Quercus caducifolios* se han encontrado en capas minerales de 0-20 cm porcentajes medios de gruesos más similares a los encontrados en este trabajo, con un rango que varía de 14 a 21 % en el caso de suelos con especies de coníferas y de 13 a 23 % en el caso de suelos con presencia de *Quercus caducifolios* (Schulp et al. 2008; Díaz-Pinés et al. 2011).

Tabla 4.2.1.3. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 del porcentaje de elementos gruesos en las capas minerales de 0-10 y 10-20 cm, n=103

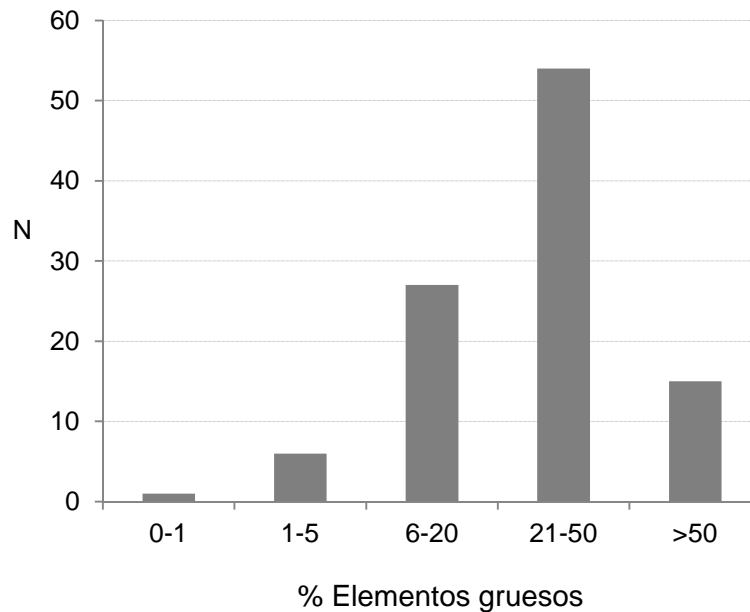
Profundidad	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
cm	%					
0 -10	0	26	23	87	4	55
10 - 20	0	32	29	94	8	67

El 33 % de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* presentan en la capa de 0-20 cm porcentajes de elementos gruesos inferiores al 20 % y solamente un 1 % no presenta elementos gruesos, por lo que la mayor parte de dichos suelos van a ser suelos pedregosos, destacando que el 15 % de los suelos van a ser suelos muy pedregosos ya que presentan porcentajes de elementos gruesos por encima del 50 % (Fig. 4.2.1.11), lo que nos indica la capacidad que tiene la encina para desarrollarse en este tipo de suelos.

Según evaluación del ICP Forests de la Red Europea de suelos forestales (EC-UN/ECE 1997), el 15 % de los suelos forestales europeos estudiados (2,375 puntos) no presentan elementos gruesos en las capas minerales superficiales y casi el 10 % contienen más del 50 % de elementos gruesos. El 86 % de las capas minerales de 0-10 cm contienen un porcentaje de elementos gruesos inferior al 30 %, siendo ligeramente inferior (28 %) en las capas minerales de 10-20 cm, ya que el porcentaje de gruesos es mayor en las capas más profundas (Baritz et al. 2010), por lo que los suelos forestales

europesos estudiados presentan menor porcentaje de suelos pedregosos que los suelos desarrollados bajo encina.

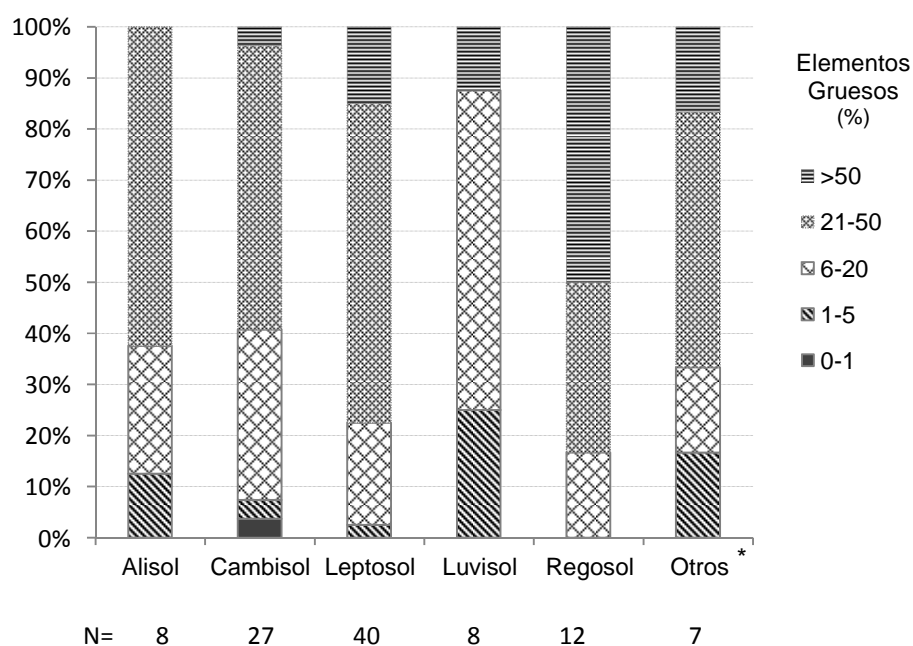
Figura 4.2.1.11 Frecuencia de suelos (N) según clases de elementos gruesos (porcentaje) en la capa mineral de 0-20 cm



Los suelos menos evolucionados, como es el caso de Regosoles y Leptosoles, contienen más porcentaje de elementos gruesos, mientras que suelos más evolucionados, como es el caso de Alisoles y Cambisoles, presentan menor porcentaje de elementos gruesos (Fig. 4.2.1.12).

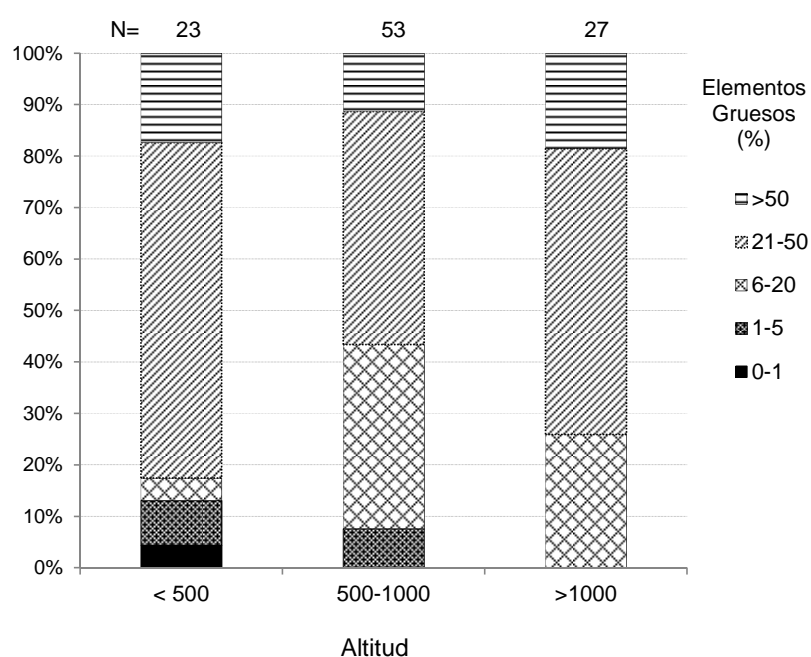
Los elementos gruesos suelen ser constituyentes principales de suelos con pendiente pronunciada debido al hecho de que las partículas minerales más pequeñas van a ser más fácilmente desplazadas mediante los procesos de erosión. En el caso de los suelos estudiados bajo encina se pone de manifiesto este hecho ya que los suelos menos pedregosos están situados a altitudes más bajas (< 500 m snm) y el 75 % de los suelos situados a altitudes más elevadas (>1000 m snm) contienen más de 20 % de elementos gruesos (Fig. 4.2.1.13).

Figura 4.2.1.12. Clases de elementos gruesos (porcentaje) en la capa mineral de 0-20 cm según unidades principales de de suelo. N es el nº de puntos correspondientes a cada unidad de suelo



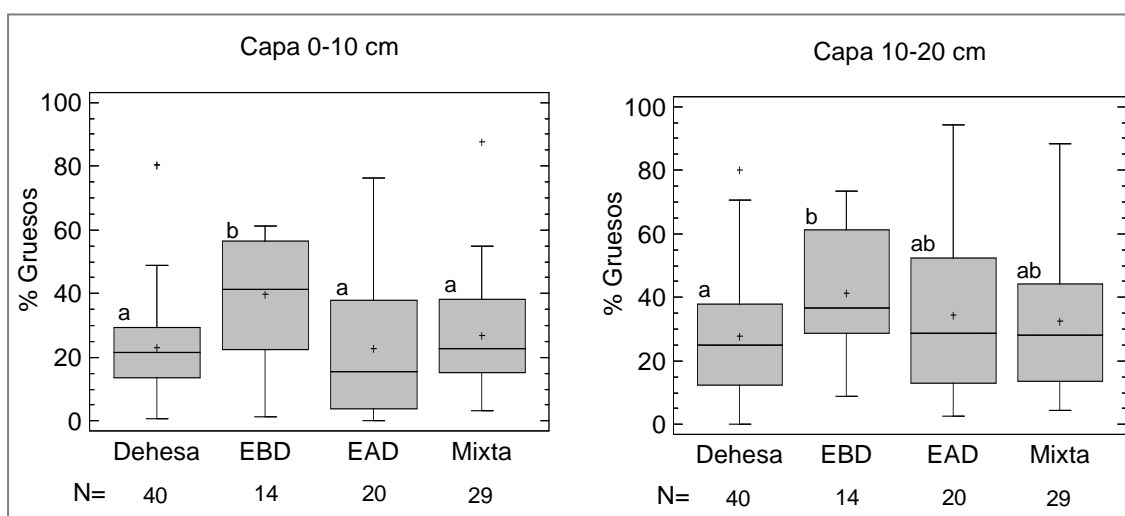
*Calcisol (2), Planosol (1), Fluvisol (2), Antrosol (1) y Chernozem (1).

Figura 4. 2.1.13. Clases de elementos gruesos (porcentaje) en la capa mineral de 0-20 cm según clases de altitud. N es el nº de puntos que pertenecen a cada clase de altitud.



Con el objeto de estudiar el porcentaje de elementos gruesos en el suelo según el tipo de formación forestal se ha realizado un análisis de anova y posterior test de Kruskal-Wallis. Del mismo se desprende que los suelos más pedregosos son los que se encuentran en encinares poco densos, los cuales contienen en la capa mineral de 0-10 cm un porcentaje medio de elementos gruesos significativamente ($p < 0.05$) más alto (40 %) que los que contienen el resto de las formaciones forestales: dehesas (23 %), encinares de alta densidad (23 %) y masas mixtas (27 %) (Fig. 4.2.1.14).

Figura.4.2.1.14. Diagrama de cajas y análisis anova de los elementos gruesos (porcentaje) de las capas minerales de 0-10 y 10-20 cm, según el tipo de vegetación: dehesa, encinar de baja densidad (EBD), encinar de alta densidad (EAD) y masas mixtas.



Como se ha descrito anteriormente el porcentaje de elementos gruesos depende en gran medida del tipo de suelo, siendo los suelos menos evolucionados, como es el caso de los Regosoles y Leptosoles, los que presentan mayor porcentaje de elementos gruesos. Este resultado coincide con el hecho de que los encinares de baja densidad se desarrolla en su mayoría sobre estos tipos de suelo (tabla 4.3.3.1), lo que explicaría que sean las formaciones forestales con porcentajes de elementos gruesos significativamente mayores que los presentados por el resto de formaciones forestales, las cuales presentan mayor diversidad de tipos de suelo, incluyendo suelos más evolucionados. En la capa de 10-20 cm los suelos de encinares poco densos siguen teniendo el porcentaje medio de elementos gruesos más alto (41 %), pero solamente es significativamente más alto que el presentado en suelos dehesas (28 %), no presentando diferencias significativas con el resto de formaciones forestales.

4.2.1.3. Densidad aparente

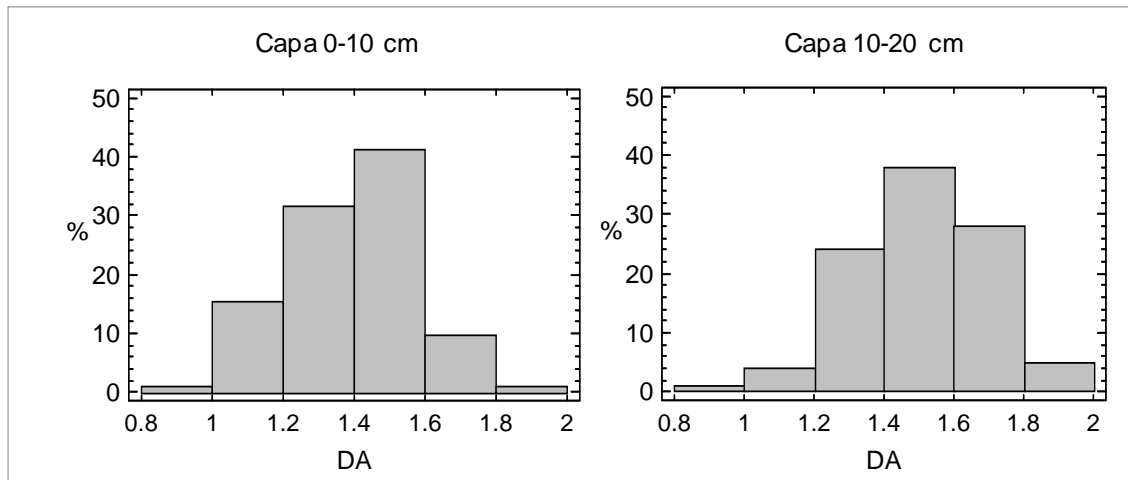
La densidad aparente en suelos naturales es utilizada como indicador de la compactación del suelo y/o de los mecanismos de resistencia al crecimiento de las plantas. Tiene interés desde el punto de vista del manejo del suelo ya que da información sobre la compactación de las distintas capas del suelo y permite conocer las dificultades para la emergencia, el enraizamiento y la circulación del agua y del aire, propiedades que van a afectar a la disponibilidad de los nutrientes por la planta. La densidad aparente puede por lo tanto afectar a la distribución de los nutrientes en el suelo (Drewry et al. 2008), resultando indispensable para referir los resultados de los análisis de laboratorio a un volumen de suelo para así poder conocer el potencial nutritivo de ese suelo por unidad de superficie.

La densidad aparente se expresa como la masa por unidad de volumen de suelo seco, por lo tanto los suelos porosos van a tener densidad aparente baja, mientras que los suelos compactos van a tener una alta densidad aparente. Así, para horizontes arenosos se establecen rangos de densidad aparente entre 1.45 y 1.60 g cm⁻³, para horizontes arcillosos entre 1.05 y 1.10 g cm⁻³ y para horizontes compactos entre 1.90 y 1.95 g cm⁻³ (Porta et al. 1994).

Los valores de densidad aparente determinados en los suelos de encina estudiados oscilan entre 0.85 y 1.83 g cm⁻³, en el caso de la capa de 0-10 cm y entre 0.95 y 1.99 g cm⁻³ en el caso de la capa de 10-20 cm. La distribución de frecuencias es muy simétrica en ambas profundidades (Fig. 4.2.1.15), observándose en el caso de la capa más profunda una ligera asimetría hacia el lado derecho de la distribución ya que se produce un aumento de la frecuencia de la clase 5 (de 1.6 a 1.8 g cm⁻³) y clase 6 (de 1.8 a 2.0 g cm⁻³).

El 77 % de las capas de 0-10 cm presentan valores de densidad aparente entre 1.2 y 1.6 g cm⁻³, correspondiendo el 33 % a horizontes arenosos según la clasificación de Porta et al (1994), mientras que el 66 % de las capas de 10-20 cm presentan valores entre 1.4 y 1.8 g cm⁻³, correspondiendo el 30 % a horizontes arenosos, presentando en este último caso un mayor porcentaje de capas con valores de densidad aparente superiores a 1.6 g cm⁻³.

Figura 4.2.1.15. Histograma de frecuencias de los valores de densidad aparente (DA) (g cm^{-3}) en las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm y 10-20 cm, $n=103$.



La densidad aparente media de la capa mineral 0-10 cm es 1.40 g cm^{-3} , aumentando ligeramente con la profundidad a 1.49 g cm^{-3} en la capa de 10-20 cm (Tabla 4.2.1.4). La menor densidad media aparente en las capas minerales más superficiales puede ser debido al efecto de la materia orgánica procedente de los horizontes orgánicos superiores que favorece la formación de complejos arcillo-húmicos que favorecen la estructura del suelo y por lo tanto mantienen una densidad aparente baja. El aumento de la densidad aparente con la profundidad del suelo ha sido encontrado también por otros autores en suelos forestales (Evrendilek et al. 2004; Vesterdal et al. 2008; Schulp et al. 2008; Llorente y Turrion 2010; Wang et al. 2010; Mao et al. 2010). Según evaluación del ICP Forests de la Red Europea de suelos forestales (EC-UN/ECE 1997), los suelos forestales europeos estudiados (5,269 puntos), representados en su mayoría por especies de coníferas (67 %), presentan una densidad aparente media en la capa superficial mineral 0-10 cm de 1.05 g cm^{-3} y de 1.12 g cm^{-3} en la capa mineral de 10-20 cm, por lo que la densidad media de los suelos estudiados bajo encinar en ambas capas minerales es superior al valor medio determinado por el ICP Forests. Hay que tener en cuenta que del total de los suelos forestales europeos estudiados solamente se midió la densidad aparente en 1,132 puntos, estimándose en el resto de los puntos mediante una función que requiere para su cálculo el contenido de materia orgánica, siendo los valores de la densidad aparente obtenidos de esta forma sobreestimados (Baritz et al. 2010) por lo que la diferencia con los suelos de encinar sería aun mayor.

Otros autores en suelos desarrollados bajo coníferas han encontrado en capas minerales de 0-20 cm valores medios de densidad aparente con un rango comprendido entre 0.77 y 1.45 g cm^{-3} (Evrendilek et al. 2004, 2006; Vesterdal et al. 2008; Boix-Fayos et

al. 2009; Díaz-Pinés et al. 2011). En el caso de suelos desarrollados bajo *Q. ilex* se ha encontrado en la bibliografía valores medios de densidad aparente comprendidos entre 0.90 y 1.50 g cm⁻³ (Gea-Izquierdo et al. 2009a; Miralles y Turrión 2009; Llorente et al. 2010). Rangos similares (entre 0.80 y 1.50 g cm⁻³) se han encontrado en suelos desarrollados bajo *Quercus caducifolios* (*Q. robur* y *Q. pyrenaica*) (Vesterdal et al. 2008; Schulp et al. 2008; Díaz-Pinés et al. 2011).

Los valores medios de densidad aparente obtenidos en las capas de 0-10 y 10-20 cm de suelos bajo *Q. ilex* han sido muy similares a los obtenidos por otros autores en pastizales: 1.40 y 1.43 g cm⁻³, respectivamente (Papini et al. 2011). Valores medios de densidad aparente más altos han sido encontrados en suelos agrícolas y pastizales que en suelos forestales (Mao et al. 2010; Papini et al. 2011).

Tabla 4.2.1.4. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 de la densidad aparente de las capas minerales subsuperficiales, n=103

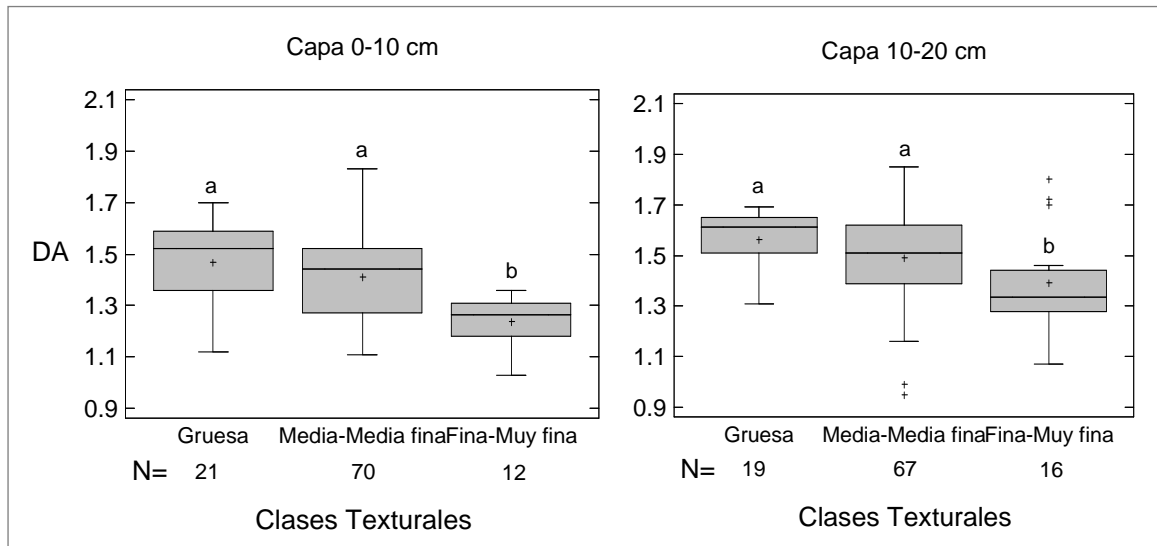
Profundidad	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
cm	g cm ⁻³					
0 - 10	0.85	1.40	1.43	1.83	1.16	1.61
10 - 20	0.95	1.49	1.51	1.99	1.27	1.69

La densidad aparente está relacionada con la estructura del suelo la cual es el resultado de las interacciones físico-químicas entre las arcillas y los grupos funcionales de la materia orgánica, por lo que un suelo de textura fina mantendría una baja densidad aparente del mismo. La materia orgánica por si misma disminuye la resistencia del suelo a la compactación ya que fortalece las fuerzas de unión entre las partículas y los agregados y aumenta la porosidad, favoreciendo la infiltración y la redistribución del agua del suelo, por lo que mantiene una baja densidad aparente en los suelos (Soane 1990; Joffre y Rambal 1991).

Se ha realizado análisis anova y posterior test de Kruskal- Wallis para el cual se han agrupado las clases texturales media y media fina en un grupo y las clases fina y muy fina en otro debido al escaso número de observaciones pertenecientes a las clases texturales media fina y muy fina (Fig. 4.2.1.16). En las dos capas superficiales de 0-10 y 10-20 cm los valores medios de densidad aparente han sido significativamente ($p < 0.01$) más elevados en suelos de textura gruesa (1.46 y 1.56 g cm⁻³) y de textura media-media fina (1.41 y 1.49 g cm⁻³) que en suelos de textura fina- muy fina (1.24 y 1.39 g cm⁻³). Los

resultados obtenidos indican por lo tanto que suelos con mayor porcentaje de arcilla mantienen la densidad aparente del suelo más baja, mejorando por lo tanto la estructura del suelo.

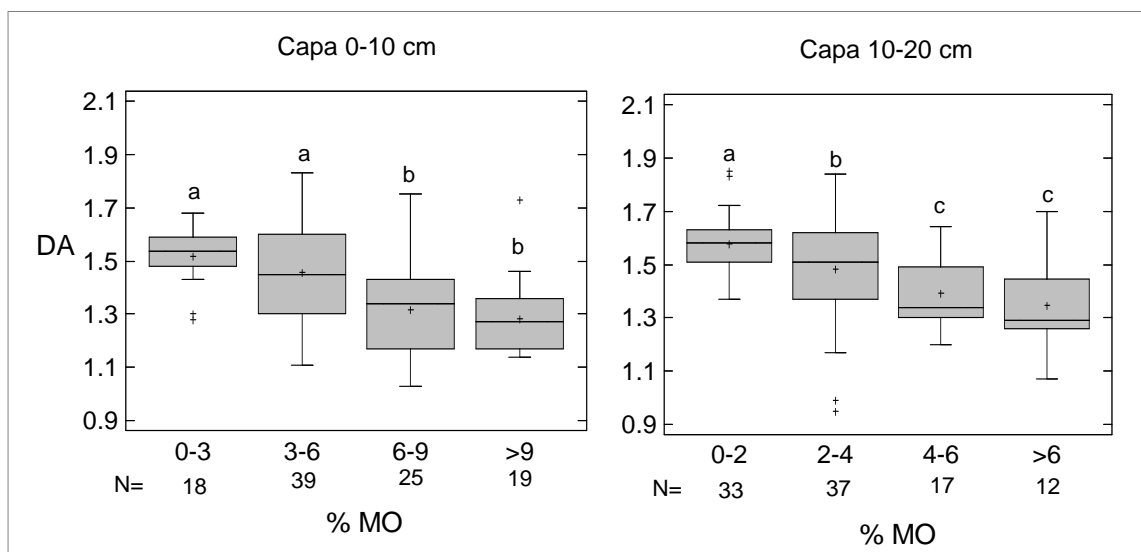
Figura 4.2.1.16. Diagrama de cajas y análisis anova de la densidad aparente (DA) (g cm^{-3}) en las capas minerales de 0-10 cm y de 10-20 cm en función de la clase textural.



Como resultado del análisis de Anova realizado entre la densidad aparente y los contenidos de materia orgánica se ha obtenido que suelos ricos en materia orgánica con contenidos comprendidos entre 6 y 17 % en el caso de la capa de 0-10 cm y entre 4 y 14 % en el caso de la capa 10-20 cm, presentan valores medios de densidad aparente (1.30 y 1.37 g cm^{-3} respectivamente) significativamente ($p < 0.01$) más bajos que los presentados en suelos pobres en materia orgánica (1.49 y 1.53 g cm^{-3} respectivamente) (Fig. 4.2.1.17).

Se ha realizado un análisis de regresión simple entre la densidad aparente y el contenido de materia orgánica y entre la densidad aparente y el contenido de arcilla en las dos capas superficiales del suelo. En todos los análisis se han obtenido altas correlaciones significativas negativas (Fig. 4.2.1.18). Se ha constatado una mayor correlación entre la densidad aparente y la materia orgánica que entre la densidad aparente y el contenido de arcilla. Así mismo dichas correlaciones aumentan con la profundidad del suelo.

Figura 4.2.1.17. Diagrama de cajas y análisis anova de la densidad aparente (DA) (g cm^{-3}) de las capas minerales de 0-10 y de 10-20 cm, según rangos de contenidos de materia orgánica (MO).



Estas correlaciones confirman el importante papel que juegan tanto la materia orgánica, como la textura del suelo en la sostenibilidad de las propiedades físicas de los ecosistemas mediterráneos estudiados.

Otros autores han encontrado también en horizontes superficiales de suelos forestales altas correlaciones negativas significativas entre la densidad aparente y el contenido de carbono orgánico y con menor significación con el contenido de arcilla (Evrendilek et al. 2004; Miralles et al. 2009; Papini et al. 2011).

Para estudiar la posible influencia de la vegetación en la densidad aparente del suelo se ha realizado un análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis de la densidad aparente en las capas de 0-10 y 10-20 cm según los cuatro tipos de formaciones forestales (Fig. 4.2.1.19).

Figura 4.2.1.18. Análisis de regresión entre la densidad aparente (DA) y el contenido de materia orgánica (MO) y entre la densidad aparente y el contenido de arcilla en las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm. Las variables han sido transformadas para su normalización.

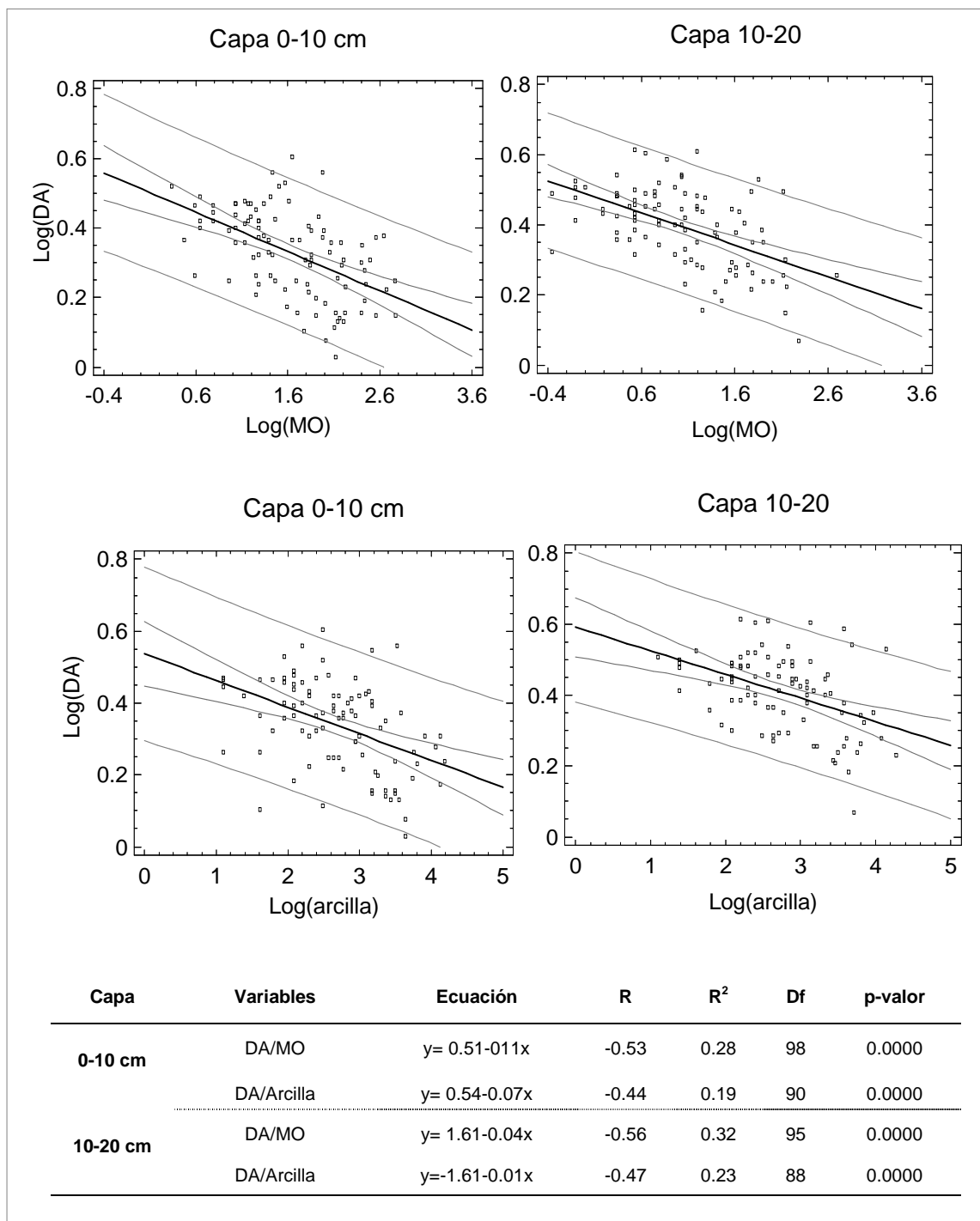
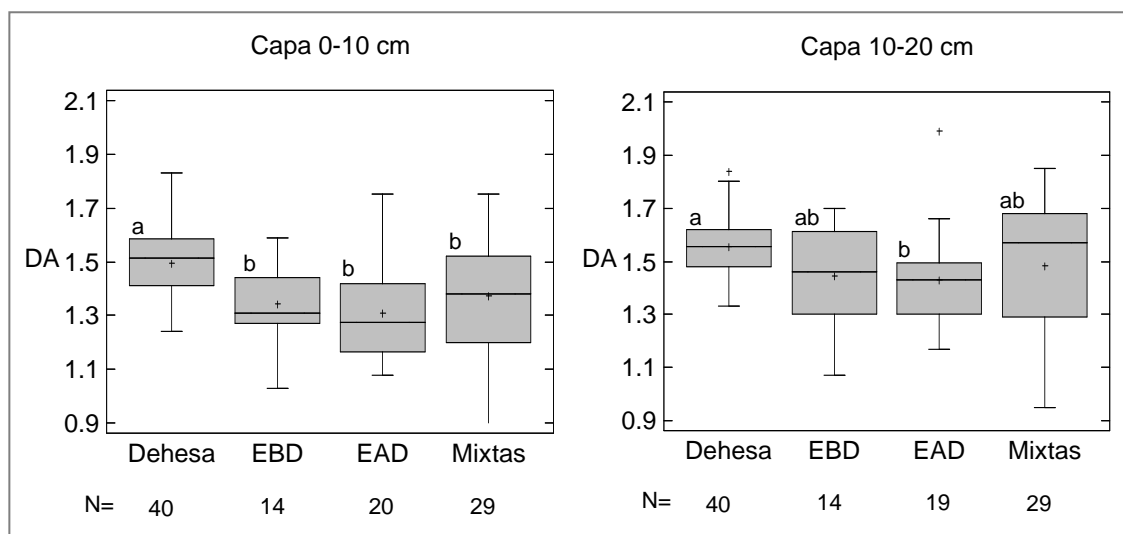


Figura 4.2.1.19. Diagrama de cajas y análisis anova de la densidad aparente (DA) (g cm^{-3}) de las capas minerales de 0-10 y de 10-20 cm, según el tipo de vegetación: dehesa, encinar de baja densidad (EBD), encinar de alta densidad (EAD) y masas mixtas.



Como resultado del análisis anova se ha obtenido que las capas superficiales de 0-10 cm de suelos de dehesa presentan un valor medio de densidad aparente (1.49 g cm^{-3}) significativamente ($p < 0.01$) más alto que los valores medios presentados por el resto de las formaciones forestales estudiadas, las cuales no presentan diferencias significativas entre ellas: encinar de baja densidad (1.34 g cm^{-3}), encinar de alta densidad (1.31 g cm^{-3}) y masas mixtas (1.37 g cm^{-3}). Los valores de densidad aparente obtenidos en suelos de dehesas son similares a los obtenidos por otros autores (1.50 g cm^{-3}) como Moreno et al. (2007a). La elevada densidad aparente obtenida en los suelos de dehesas puede ser debida por un lado a las prácticas agrícolas y de pastoreo que se llevan o se han llevado a cabo en estos sistemas agroforestales, las cuales han podido producir un aumento de la compactación del suelo con una disminución de la porosidad del suelo que afecta de forma negativa a la circulación del agua por los poros aumentando por lo tanto el riesgo de erosión del suelo; y por otro lado debido a un menor aporte de restos vegetales al suelo debido a la escasa densidad arbórea y arbustiva de las dehesas lo que puede influir negativamente en la estructura del suelo y por tanto en una baja densidad aparente.

En horizontes más profundos (10-20 cm) la densidad aparente media de suelos de dehesa (1.55 g cm^{-3}) es significativamente ($p < 0.01$) más alta que la densidad media aparente de suelos de encinares densos (1.40 g cm^{-3}), no presentando diferencias significativas con el resto de las formaciones forestales, resultado que indica que la influencia de la vegetación en la densidad aparente del suelo es más acusada en

horizontes más superficiales. Otros autores también han encontrado en horizontes más superficiales una mayor variabilidad de la densidad aparente según el uso del suelo (Papini et al. 2011).

El tipo de formación forestal también influye, aunque no de forma notable, en la distribución vertical de la densidad aparente en el suelo: en dehesas la densidad aparente media aumenta un 17 % de 0-10 cm a 10-20 cm, un 28 % en encinares de baja densidad, un 25 % en encinares de alta densidad y un 31 % en masas mixtas. La diferente variabilidad vertical de la densidad aparente según el tipo de vegetación y uso del suelo, también ha sido encontrada por otros autores (Schulp et al. 2008; Llorente y Turrión 2010; Wang et al. 2010; Díaz-Pinés et al. 2011).

4.2.2. Caracterización química

El muestreo de suelo ha sido realizado por profundidad, no separando horizontes genéticos de suelo (CCE 1995), con el objeto de estandarizar un método de muestreo que garantice la comparabilidad de los resultados de los análisis en los 103 puntos de muestreo. El material muestreado en la capa orgánica corresponde a los restos vegetales descompuestos o semidescompuestos que yacen sobre el suelo y que pasan a través de un tamiz de 2 mm de malla. Las capas subsuperficiales de suelo muestreadas corresponden a horizontes minerales. De cara a la interpretación de los resultados hay que tener en cuenta la posible mezcla de horizontes genéticos al muestrear las capas minerales por profundidades.

Los valores de los parámetros analizados en las diferentes capas de suelo muestreadas para la caracterización química de los 103 puntos en los que se desarrollan masas de encina, se resumen en la tabla 4.2.2.1 (capa superficial orgánica) y la tabla 4.2.2.2 (capas subsuperficiales minerales).

Tabla 4.2.2.1. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 de los parámetros analizados para la caracterización química de la capa orgánica: pH, carbono orgánico (C org), materia orgánica (M.O.), nitrógeno total (N_t), fósforo total (P_t), potasio total (K_t), calcio total (Ca_t), magnesio total (Mg_t), hierro total (Fe_t), manganeso total (Mn_t) y zinc total (Zn_t). Los resultados están dados a 105°C. N es el nº de puntos

Parámetro		N	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
pH(CaCl₂)		72	4.1	5.2	5.6	6.8	4.9	6.5
pH(H₂O)		72	4.7	5.8	6.1	7.1	5.4	6.7
C org	%	77	4.8	29.5	30.6	45.4	16.4	40.4
M.O.	%	77	8.3	50.9	52.8	78.3	28.3	69.6
N_t	g kg ⁻¹	77	3.1	12.6	13.0	19.1	7.8	16.5
C/N		77	13	24	22	40	17	31
P_t	g kg ⁻¹	76	0.4	0.9	0.9	2.1	0.6	1.2
K_t	g kg ⁻¹	76	1.4	3.8	3.6	9.0	2.0	6.0
Ca_t	g kg ⁻¹	76	2.9	25.7	20.1	99.2	7.8	45.8
Mg_t	g kg ⁻¹	76	1.1	3.5	2.9	16.0	1.5	5.7
Fe_t	g kg ⁻¹	76	0.5	9.6	7.1	33.8	2.9	20.5
Mn_t	g kg ⁻¹	74	0.1	1.0	0.7	5.0	0.2	2.2
Zn_t	mg kg ⁻¹	76	17	76	58	433	34	121

Tabla 4.2.2.2. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 de los parámetros analizados para la caracterización de las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm. <LD indica un valor menor del límite de detección

Parámetro	Profundidad cm	N	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
pH(CaCl ₂)		103	4.2	5.0	5.5	7.7	4.5	7.3
pH(H ₂ O)		103	5.0	5.9	6.3	8.7	5.4	8.1
C org	%	101	0.5	3.5	3.0	10.1	1.3	6.6
M.O.	%	101	0.9	6.1	5.2	17.3	2.2	11.4
Nt	g kg ⁻¹	100	0.7	2.7	2.5	6.3	1.3	4.6
C/N		100	6	13	12	22	9	17
CaCO ₃	%	101	<LD	6.9	<LD	69.3	<LD	26.3
pH(CaCl ₂)		102	4.0	4.8	5.1	7.7	4.3	7.4
pH(H ₂ O)		102	4.9	5.6	5.9	8.7	5.2	8.3
C org	%	101	0.4	2.1	1.6	8.6	0.8	3.9
M.O.	%	101	0.7	3.6	2.8	14.8	1.4	6.7
Nt	g kg ⁻¹	100	0.3	1.9	1.6	4.9	0.9	3.3
C/N		100	5	11	10	25	6	14
CaCO ₃	%	101	<LD	7.8	<LD	68.3	<LD	14.5

4.2.2.1. Propiedades acido-base

La reacción de un suelo condiciona de forma decisiva propiedades como la actividad biológica y la disponibilidad de los elementos esenciales para las plantas (Henderstot et al. 1993), a sí mismo es importante ya que afecta a la disponibilidad de algunos nutrientes como el fósforo, hierro, manganeso, cobre o zinc. Es por tanto, un parámetro que por sí solo regula muchas propiedades que condicionan el potencial nutritivo de un suelo. La determinación de la acidez/basicidad del suelo es importante para el seguimiento de suelos con baja capacidad buffer y que puedan estar expuestos a precipitaciones ácidas (Ulrich 1981).

Cada especie forestal adquiere mayor vigor y productividad dentro de un cierto intervalo de valores de pH, lo que no significa que no pueda desarrollarse fuera de su intervalo óptimo, ya que presentan cierta capacidad de adaptación. Las especies

mediterráneas del genero *Quercus*, entre las que se encuentra la encina, tienen una elevada tolerancia a las características acido-base del suelo demostrando su plasticidad edáfica. Se desarrollan sobre suelos con un amplio rango de pH, tanto en suelos formados sobre materiales calcáreos como a partir de materiales no calcáreos. (Blanco Andray 2004).

En los suelos estudiados además de la determinación del pH en H₂O se ha seleccionado la determinación de la acidez potencial del suelo pH (CaCl₂) como parámetro edáfico de mayor estabilidad de cara a realizar seguimientos temporales sobre la posible variación de la capacidad buffer de los suelos. En este sentido han sido utilizados por algunos autores (Conde et al. 2009).

Los valores medios de pH (H₂O) varían muy poco entre la capa superficial y las capas minerales subsuperficiales: 5.8, 5.9 y 5.6 respectivamente, tratándose de valores medios de pH medianamente ácidos. La capa orgánica presentan un rango de variación de los valores de pH entre 4.7 y 7.1 con el 80 % de los valores de pH (H₂O) entre 5.4 y 6.7, mientras que las capas minerales presentan un mayor rango de variación con valores mínimos de pH (H₂O) de 4.9 y máximos de 8.7 en ambas profundidades, presentando el 80 % de las capas minerales valores de pH (H₂O) entre 5.2 y 8.3. La encina, por lo tanto, es una especie tolerante que se desarrolla tanto en suelos de carácter ácido como en suelos de carácter básico, a diferencia de las especies de coníferas que se desarrollan en suelos con valores de pH (H₂O) más ácidos, entre 5.2 y 6.2 (Pritchett y Fisher 1987). Algunas especies de coníferas como *Pinus sylvestris* y *Picea abies* son capaces de desarrollarse sobre suelos que presentan condiciones más ácidas con valores de pH (H₂O) entre 4.0 y 5.0 (Rikala y Jozefek 1990).

Los suelos forestales europeos presentan condiciones más ácidas, sobre todo en las capas orgánicas presentando en el 42 % de suelos estudiados valores de pH (CaCl₂) inferiores a 3.5, con un rango de variación entre 3.0 y 5.4 en el 80 % de los suelos; a su vez los valores de pH en las capas orgánicas normalmente son entre 0.2 y 1.0 unidades de pH inferiores al de las capas minerales subsuperficiales, según evaluación del ICP Forests de la Red Europea de suelos forestales (EC-UN/ECE 1997), mientras que en los suelos estudiados en este trabajo bajo masas de encina, los valores medios de pH en la capa orgánica solo disminuyen 0.1 unidades de pH respecto a las capas minerales subsuperficiales; este efecto se observa también en otros suelos estudiados bajo encina (Rábajo et al. 2002; Quintana et al. 2003). Estas diferencias en la reacción del suelo

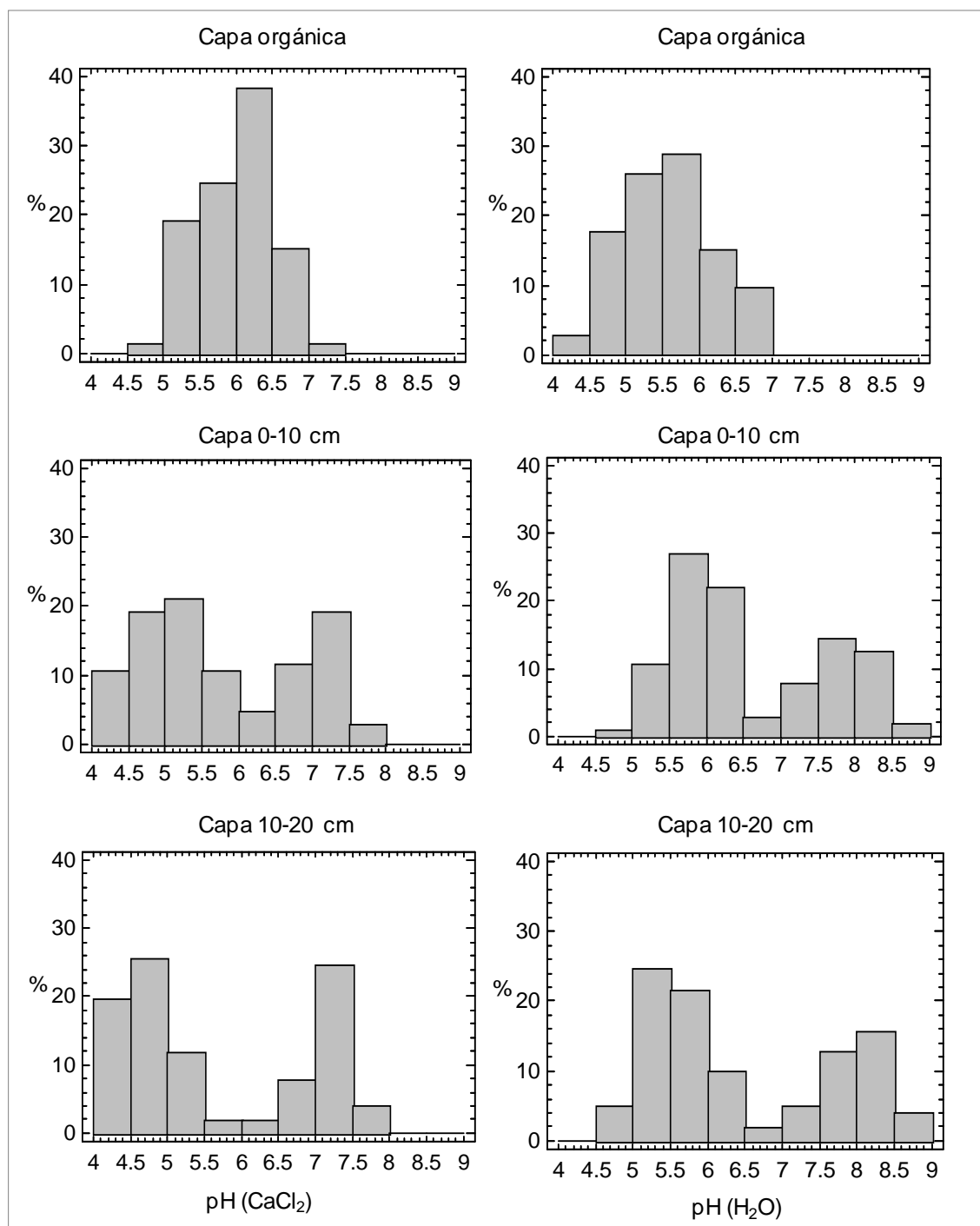
puede explicarse por la influencia del tipo de vegetación en los procesos de acidificación del suelo (Hägen-Thorn et al. 2004), teniendo en cuenta el predominio de especies de coníferas en la red europea del ICP-Forests, ya que especies de coníferas van a aportar material vegetal más ácido que especies de frondosas con una consiguiente mayor acidificación del suelo (Pritchett y Fisher 1987; Oulehle et al. 2007). En suelos sobre robledales más o menos degradados y eucaliptos de repoblación algunos autores (Zancada et al. 2003) encuentran pH ácidos sin diferencias significativas en función de la vegetación.

En los suelos de uso agrícola se han encontrado valores de pH (H_2O) más elevados que en suelos forestales con un valor medio de pH (H_2O) de 7.5 según estudio realizado dentro de la Red de metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de suelos agrícolas y de pastos de España peninsular (López Arias et al. 2004).

En las capas minerales las distribuciones por clases de los valores de pH (H_2O) y pH ($CaCl_2$) reflejan los dos grandes grupos de suelos: suelos ácidos y básicos. Son distribuciones bimodales cuyas cúpulas se sitúan a derecha e izquierda (Fig. 4.2.2.1). La capa mineral más superficial presenta tres clases más frecuentes de pH: clase 2 (de 4.5 a 5.0), clase 3 (de 5.0 a 5.5) y clase 7 (de 7 a 7.5). El 62 % de los suelos presentan valores de pH (H_2O) comprendidos en el intervalo 5.0-6.5, y entre 7.0-9.0 en el 35 % de los suelos. Porcentajes muy similares presentan los suelos en la capa mineral subsuperficial de 10-20 cm, con 2 clases claramente más frecuentes de pH: clase 2 (de 4.5 a 5.0) y clase 7 (de 7 a 7.5), predominando los suelos de carácter ácido. Esta mismo tipo de distribución se ha observado en capas minerales de suelos forestales europeos (EC-UN/ECE 1997).

La distribución de las clases de frecuencia de los valores de pH es muy simétrica para la capa orgánica (forna). La clase 4 (de 6 a 6.5) es la más frecuente. El 83 % de los suelos presentan en la capa orgánica valores de pH (H_2O) comprendidos en el intervalo 5.0-6.5, predominando el carácter ácido en las capas orgánicas superficiales en los suelos estudiados.

Figura 4.2.2.1: Histograma de frecuencias de los valores de pH (CaCl_2) y pH (H_2O) en la capa superficial orgánica (forna) ($n=73$) y capas subsuperficiales minerales de 0-10 ($n=104$) y 10-20cm ($n=102$).



Se ha realizado un análisis descriptivo de los valores de pH (H_2O) en las capas orgánicas y capas minerales subsuperficiales separando suelos de carácter ácido y básico, considerando los suelos de carácter ácido aquellos que tienen un pH (H_2O)

inferior a 7 en las dos capas minerales subsuperficiales y los de carácter básico aquellos que tienen en las dos capas minerales ó en una de ellas un pH (H₂O) superior a 7 (Tabla 4.2.2.3). Las capas orgánicas de los suelos con carácter básico presentan un valor medio de 1.5 unidades de pH (H₂O) más inferior que las capas minerales, presentando el 80 % de las capas orgánicas valores de pH (H₂O) inferiores a 7, mientras que en los suelos de carácter ácido apenas existe diferencias entre las distintas capas, con valores medios de pH (H₂O) que oscilan entre 5.6 y 5.9. Los valores de pH obtenidos en los horizontes minerales, tanto en suelos de carácter ácido como básico, varían muy poco con la profundidad. Valores medios similares de pH (H₂O) han sido encontrados por otros autores tanto en capas minerales de suelos calcáreos como en suelos no calcáreos sobre los que se desarrolla la especie *Q. ilex*, aunque con un rango de variación más estrecho (Escudero 1985; Canadell y Vilá 1992; Robles et al. 2000; Rutigliano et al. 2004; Valdecantos et al. 2006; Moreno y Obrador 2007a; Tárrega et al. 2009).

Tabla 4.2.2.3. Valores medios, rangos de variación y percentiles 10 y 90 de pH (H₂O) en las capas orgánicas (forna) y capas minerales subsuperficiales en los puntos de muestreo con suelos de carácter ácido y básico

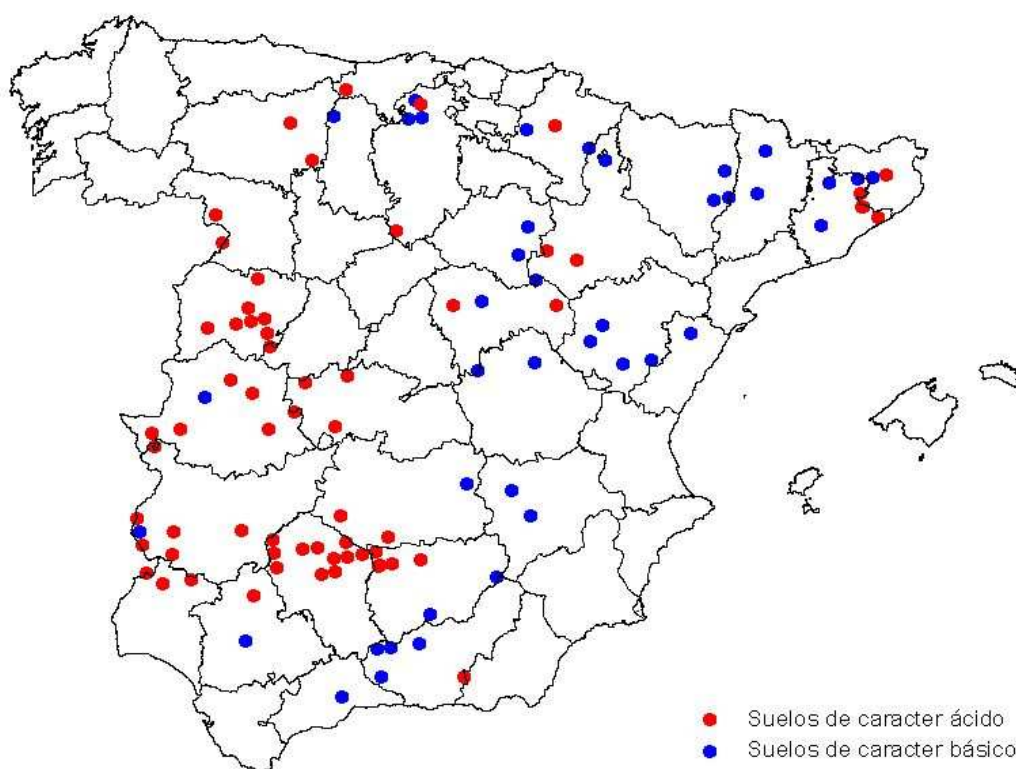
		Capa orgánica	Capa (0-10 cm)	Capa (10-20 cm)
Suelos de carácter ácido	N	38	63	63
	Media	5.8	5.9	5.6
	Rango	4.7-6.9	5.0-6.7	4.9-6.8
	Percentil 10	5.3	5.3	5.1
	Percentil 90	6.4	6.3	6.2
Suelos de carácter básico	N	34	40	39
	Media	6.3	7.9	8.0
	Rango	5.3-7.1	6.5-8.7	6.5-8.7
	Percentil 10	5.6	7.2	7.4
	Percentil 90	7.0	8.4	8.6

En las capas minerales subsuperficiales de suelos ácidos el valor medio de pH (H₂O) disminuye ligeramente con la profundidad, estos valores de pH ligeramente más altos en la capa orgánica y de la capa mineral más superficial (0-10 cm) puede ser debido a una acumulación de cationes básicos aportados a través del desfronde en áreas de bajas o moderadas precipitaciones, como ocurre en el área mediterránea (EC-UN/ECE

1997), ó a la acumulación de restos orgánicos en capas subsuperficiales, hecho observado por otros autores en suelos de material silíceo estudiados bajo encinas (Rábajo et al. 2002; Quintana et al. 2003). Por el contrario en suelos de carácter básico se produce un aumento del valor medio de de pH (H_2O) con la profundidad del suelo, aumento que puede ser debido a la acumulación de compuestos carbonatados procedentes del lavado de horizontes superficiales, hecho que ha sido observado por otros autores en suelos estudiados bajo encinares (González Parra et al. 2004).

Siguiendo una diagonal trazada entre Almería y Lugo que dividiera el territorio peninsular español, se observa que la mayor parte de los puntos de muestreo situados en el lado occidental de dicha línea presentan suelos de carácter ácido, mientras que los puntos de muestreo situados en el lado oriental presentan suelos con predominio del carácter básico (Fig. 4.2.2.2).

Figura 4.2.2.2. Distribución de los puntos de muestreo con suelos de carácter ácido ($pH(H_2O) < 7.0$) y básico ($pH(H_2O) > 7.0$), $n=103$.

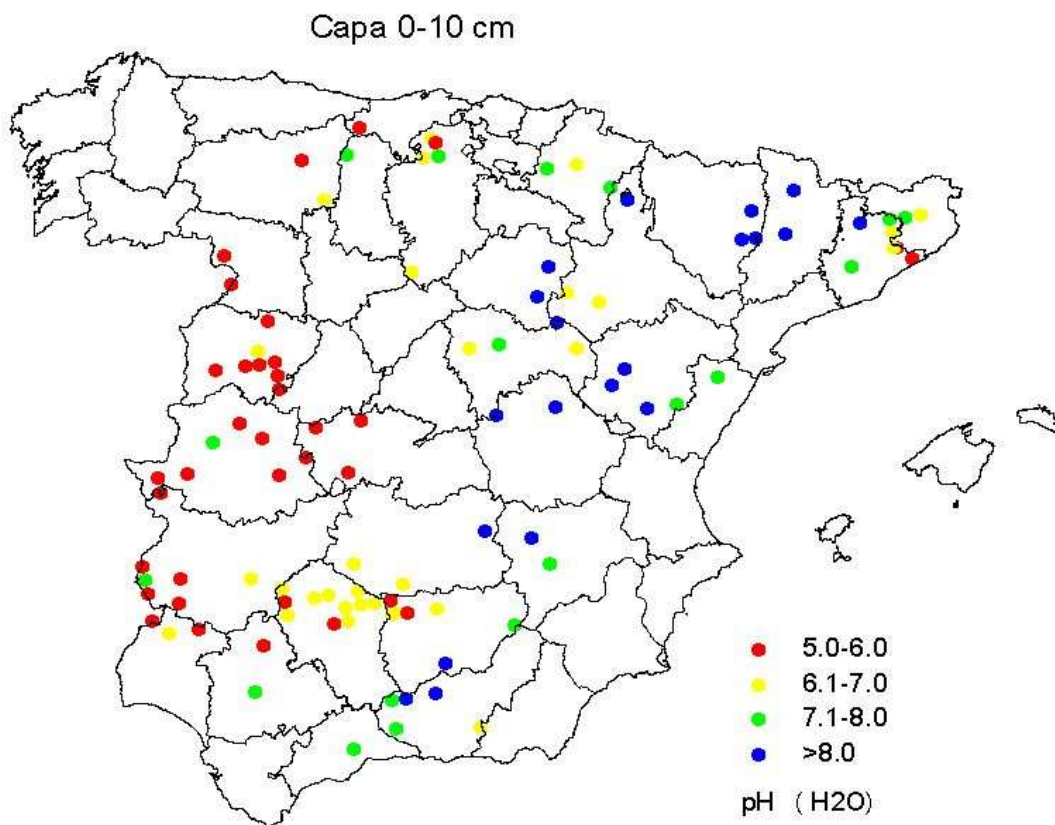


Los suelos de carácter básico se encuentran situados principalmente en la Cordillera Pirenaica, Cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico y en la zona este de la

Cordillera Bética donde predominan formaciones mesozoicas y cenozoicas de tipo calcáreo, mientras que los suelos de carácter ácido se sitúan principalmente en el Sistema Costero Catalán, Submeseta Norte, oeste del Sistema Central, Montes de Toledo y oeste de la Submeseta Sur, constituidos principalmente por materiales ácidos tales como esquistos, granitos o materiales cuarcíticos, entre otros.

La distribución de los puntos de muestreo según diferentes clases de intervalos de pH en agua se ha realizado sobre la capa mineral subsuperficial de 0-10 cm ya que las diferencias de los valores de pH entre ambas capas son muy pocas y las capas más superficiales van a estar más influenciadas por el tipo de vegetación y las condiciones del sitio (Fig. 4.2.2.3).

Figura 4.2.2.3. Distribución de los puntos de muestreo según clases de intervalos de pH (H₂O) en la capa mineral subsuperficial de 0-10 cm, n=103.



Suelos con valores de pH (H₂O) más ácidos (entre 5 y 6) se encuentran principalmente en puntos de muestreo situados en la región de los Montes de Toledo y Oeste de la Submeseta Sur y suelos de carácter ácido pero con valores de pH más

elevados, entre 6 y 7, se concentran principalmente en la región de Sierra Morena. Los suelos de carácter básico se distribuyen de forma más heterogénea, los suelos con valores de pH superiores a 8 se distribuyen principalmente en la Cordillera Pirenaica y este del Sistema Ibérico.

Se ha realizado análisis de la varianza y posterior test de Kruskal-Wallis entre los valores de pH (H₂O) de las capas orgánicas y minerales subsuperficiales de los suelos estudiados y los diferentes materiales originarios del suelo, agrupados en sustratos no calcáreos y calcáreos. Se encuentran diferencias significativas ($p < 0.01$) en todas las capas de suelo analizadas (Fig.4.2.2.4), con valores medios de pH (H₂O) significativamente más altos en suelos de material originario calcáreo que en los de material originario no calcáreo. Las diferencias entre las medias de los valores de pH (H₂O) son mayores, a medida que aumenta la profundidad y las capas minerales se encuentran más próximas del material originario.

El tipo de especie arbórea y el uso del suelo van a influir en las características edáficas, principalmente, en los procesos de acidificación (Hägen-Thorn et al. 2004; Singh et al. 2011; Papini et al. 2011). La influencia de la vegetación es más significativa en los primeros 10 cm del suelo por debajo de la capa orgánica (Binkley 1991). Si bien Zancada et al. (2003) no observan variaciones por efecto de la vegetación en suelos con reforestación. Para estudiar la influencia de la vegetación en el pH (H₂O) de las capas minerales subsuperficiales de los puntos de muestreo se ha realizado análisis de anova y posterior test de Kruskal-Wallis de los valores medios de pH según las diferentes formaciones forestales de *Quercus ilex*, L. (Fig. 4.2.2.5).

El valor medio de pH en las capas minerales subsuperficiales es significativamente ($p < 0.001$) más bajo en dehesas (mediana 6.0 y 5.6 en las capas 0-10 y 10-20 cm, respectivamente), que en el resto de las formaciones estudiadas, este resultado coincide con el hecho de que las dehesas se localizan en suelos desarrollados sobre sustratos ácidos (Tabla 4.3.3.1) mientras que el resto de las formaciones forestales se encuentran en suelos con un rango de pH más amplio (entre 5.0 y 8.7) y con mayor abundancia de sustratos calcáreos (Tabla 4.3.3.1). Los encinares de baja densidad presentan el valor medio de pH significativamente más elevado (7.7). Valores similares de pH (H₂O) con un rango que varía entre 5.3 y 5.8 han sido encontrados en suelos de dehesas del suroeste peninsular (Gallardo et al. 2000a; Gea-Izquierdo et al. 2009a), también en suelos de encinares del sur y noroeste peninsular desarrollados sobre

sustratos de carácter básico se han encontrado un amplio rango de variación de pH con valores comprendidos entre 5.6 y 8.2 (Ganuza y Almendros 2003; Miralles et al. 2009; Llorente y Turrión 2010).

Figura 4.2.2.4. Diagrama de cajas y análisis de anova de valores de pH (H_2O) en la capa orgánica (n=72) y capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm (n=103) y 10-20 cm (n=102), en suelos sobre materiales no calcáreos y calcáreos

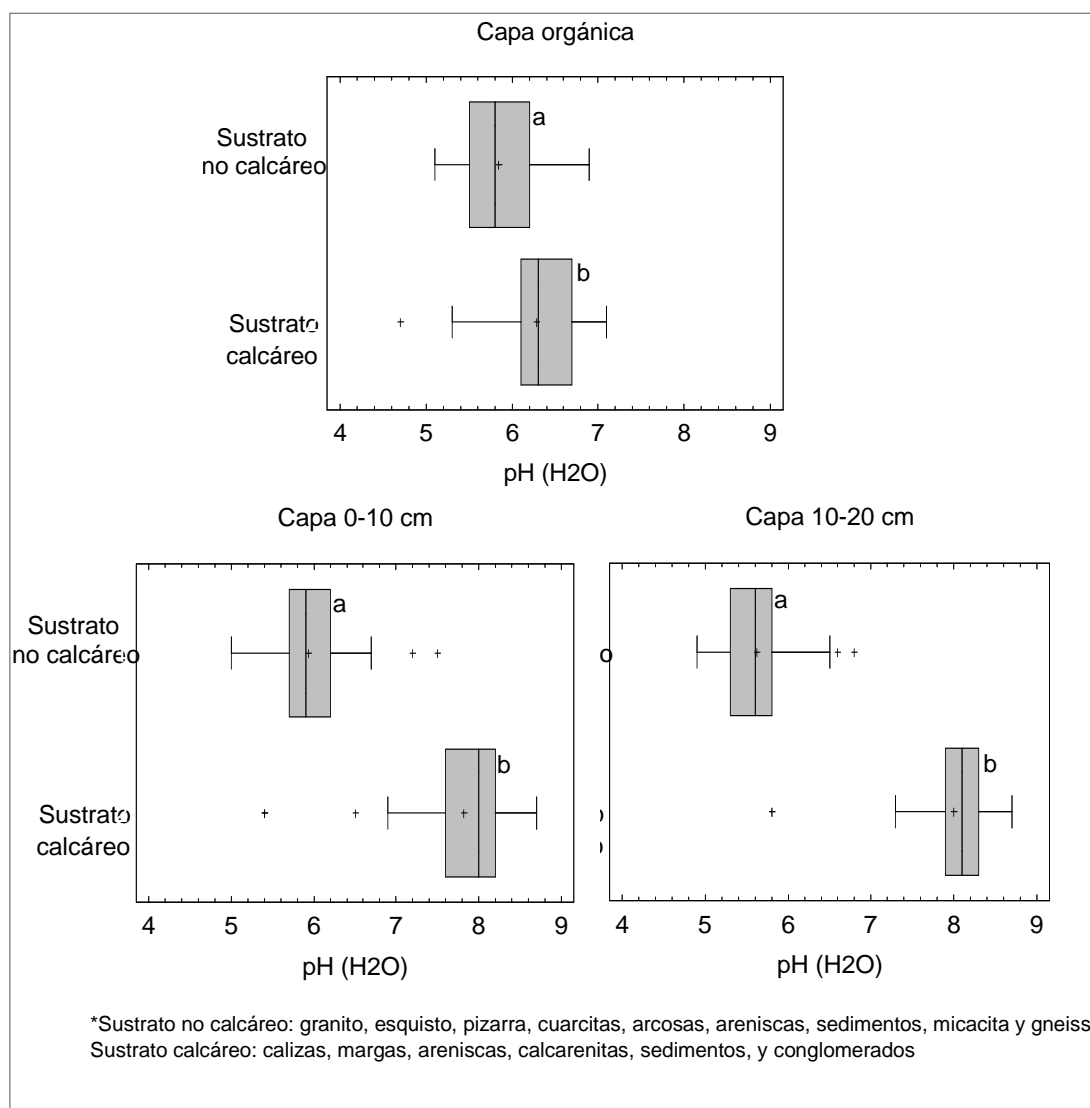
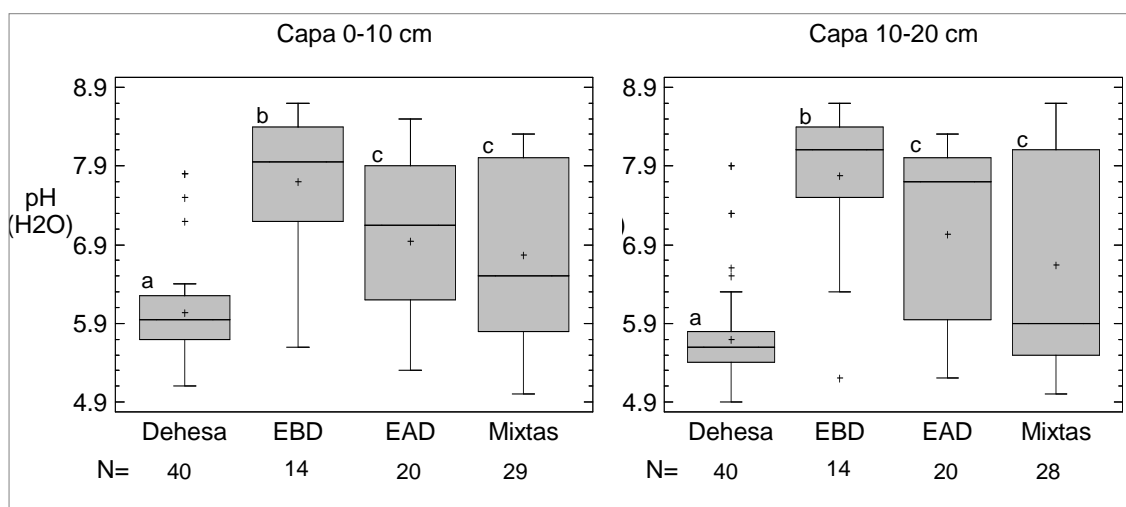


Figura 4.2.2.5. Diagrama de cajas y análisis de anova de los valores de pH (H₂O) de las capas minerales subsuperficiales de 0-10 y 10-20 cm en función de las cuatro formaciones forestales



Algunos autores han encontrado que suelos con horizontes orgánicos formados por restos vegetales procedentes de especies de coníferas, presentan capas minerales superficiales más ácidas que las procedentes de suelos con horizontes orgánicos, formados por restos vegetales de especies de frondosas. Este hecho es interpretado o debido a la formación de componentes ácidos como resultado de la descomposición de las acículas (Swift et al. 1979; Berg et al. 2000; Oulehle et al. 2007; Díaz-Pinés et al. 2011). En nuestro estudio, dentro de las formaciones forestales desarrolladas sobre suelos más heterogéneos, las masas mixtas en las que existen especies de coníferas junto con la especie *Q. ilex* y otras quercinaceas presentan en la capa mineral de 0-10 cm una mediana de pH inferior (6.5) a la de encinares de baja densidad (8.0) y a la que presentan encinares de alta densidad (7.2), siendo significativamente más bajos que los presentados en suelos de encinares poco densos. Estas diferencias son menores a mayor profundidad del suelo.

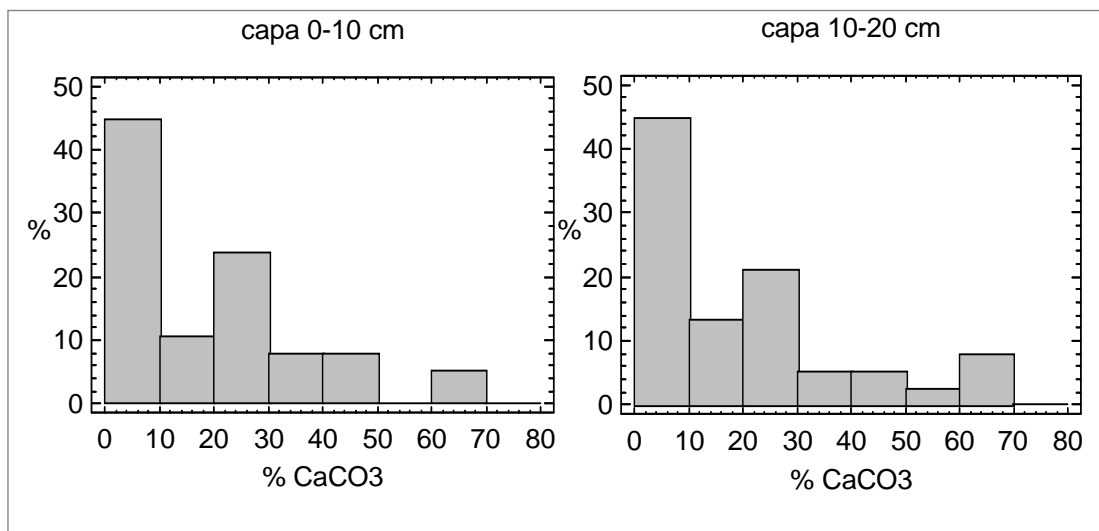
4.2.2.2. Contenido de carbonato cálcico total

El carbono inorgánico que normalmente está presente en el suelo en contenidos muy variables, está en forma de carbonatos como calcita (CaCO₃) o como dolomita (CaMg (CO₃)) en los suelos bajo encinar. En concreto el contenido medio de carbonato cálcico en la capa mineral de 0-10 cm es 18.5 % aumentando ligeramente (1 %) en profundidad. Los rangos de variación que presentan los contenidos de CaCO₃ son muy amplios, desde suelos sin carbonatos hasta suelos con valores de 69.3 %, reflejando la

diferente naturaleza del material originario de los suelos estudiados y diferentes condiciones pluviométricas que van a afectar al lavado del carbonato cálcico en el suelo.

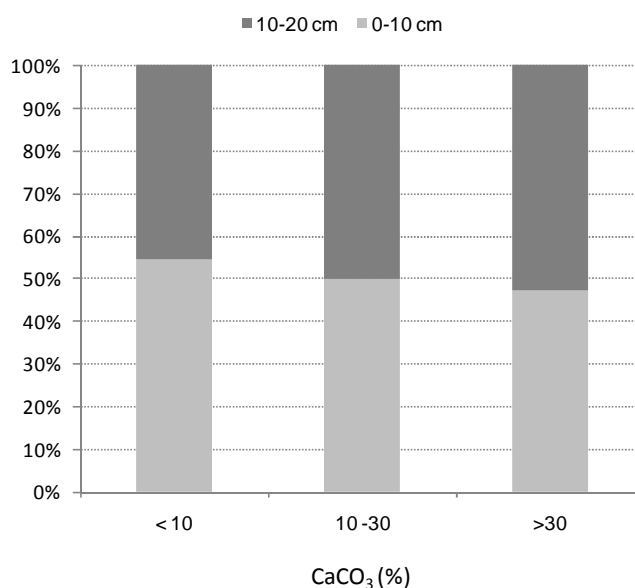
El 38 % de los suelos estudiados sobre los que crece la encina son calizos. Los contenidos en carbonato cálcico en ambas capas minerales presentan una distribución de frecuencias con asimetría a la derecha del histograma (Fig. 4.2.2.6). En ambas profundidades la clase 1 (< al 10 %) es la más frecuente. Sin embargo en la capa mineral subsuperficial más profunda existe mayor frecuencia de suelos con contenidos altos de CaCO_3 entre 65 y 75 % de CaCO_3 .

Figura 4.2.2.6. Histograma de frecuencias de contenidos de carbonato cálcico en las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm.



El contenido de carbonatos en suelos calizos normalmente aumenta con la profundidad, especialmente en los horizontes más superficiales (0-40 cm) (EC-UN/ECE 1997; Díaz-Hernández et al. 2003; Wang et al. 2010), en el caso de los suelos estudiados bajo encina el contenido de carbonatos apenas varía en profundidad (Fig. 4.2.2.7), este resultado indicaría la persistencia de los carbonatos en las capas minerales superficiales debido a unas condiciones desfavorables para el lavado de los mismos, propias de un clima mediterráneo con bajas precipitaciones como es el caso de los puntos estudiados.

Figura 4.2.2.7. Frecuencia (porcentaje) de capas minerales subsuperficiales (0-10 y 10-20 cm) según clases de contenido de carbonato cálcico, n=101



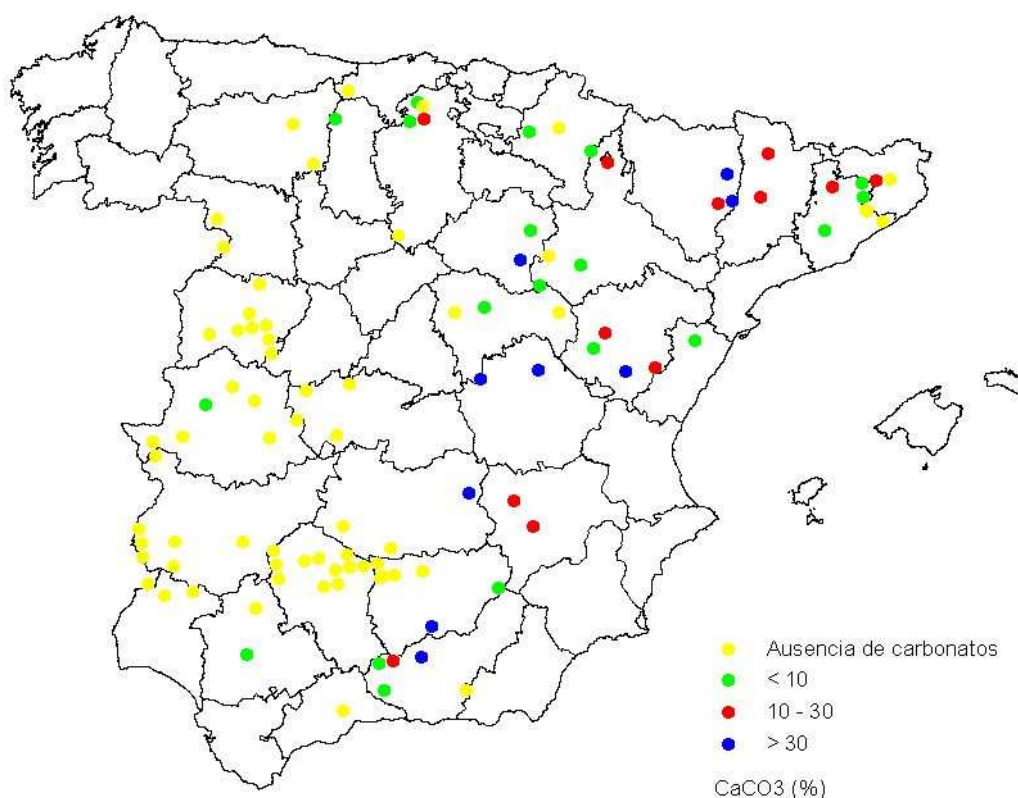
La distribución espacial de los puntos de muestreo según las clases de contenido de carbonato cálcico (Fig. 4.2.2.8) es muy similar a la presentada según las clases de pH.

El 45 % de los suelos calizos estudiados presentan contenidos de CaCO_3 superiores al 20 %. El contenido medio de carbonatos en suelos calcáreos varía entre las diferentes regiones climáticas, normalmente según evaluación del ICP Forests de la Red Europea de suelos forestales (EC-UN/ECE 1997) los contenidos en carbonatos sobrepasan el 20 % en la región mediterránea, mientras que en la región atlántica la mayoría de los suelos presentan contenidos de carbonatos inferiores a 10 %. El contenido de carbonatos en los suelos estudiados refleja la variedad litológica y edáfica, así como las condiciones climáticas en los que se desarrolla la encina. En suelos calcáreos de encinares de clima mediterráneo se han encontrado en la capa de 0-10 cm contenidos de carbonato cálcico entre 13 y 31 % (Llorente y Turrión 2010).

Los valores de pH (H_2O) en las capas minerales subsuperficiales de los suelos estudiados bajo encinar que presentan carbonatos varían entre 6.5 y 8.7, la presencia de carbonatos en suelos que presenten un rango de pH (H_2O) entre 6.8 y 8.0 ó superior, confiere a estos suelos una capacidad buffer ante posibles entradas atmosféricas acidificantes (De Coninck y Van ranst 1996), por lo que los suelos calizos estudiados bajo encinar pueden tener una función amortiguadora ante posibles aportes acidificantes del

suelo. El rango de valores de pH (H_2O) en capas minerales subsuperficiales que presentan un 80 % de suelos calizos forestales europeos está entre 6.3 y 7.7 según evaluación realizada a nivel europeo de la red de suelos forestales del ICP- Forests (EC-UN/ECE 1997), este rango es más estrecho, con valores máximos más bajos, que el presentado en los suelos estudiados bajo encinar.

Figura 4.2.2.8. Distribución espacial de los puntos de muestreo según clases de contenido de carbonato cálcico en la capa 0-20 cm ($n=101$). Los datos son medias del contenido de carbonatos de las capas 0-10 cm y 10-20 cm.

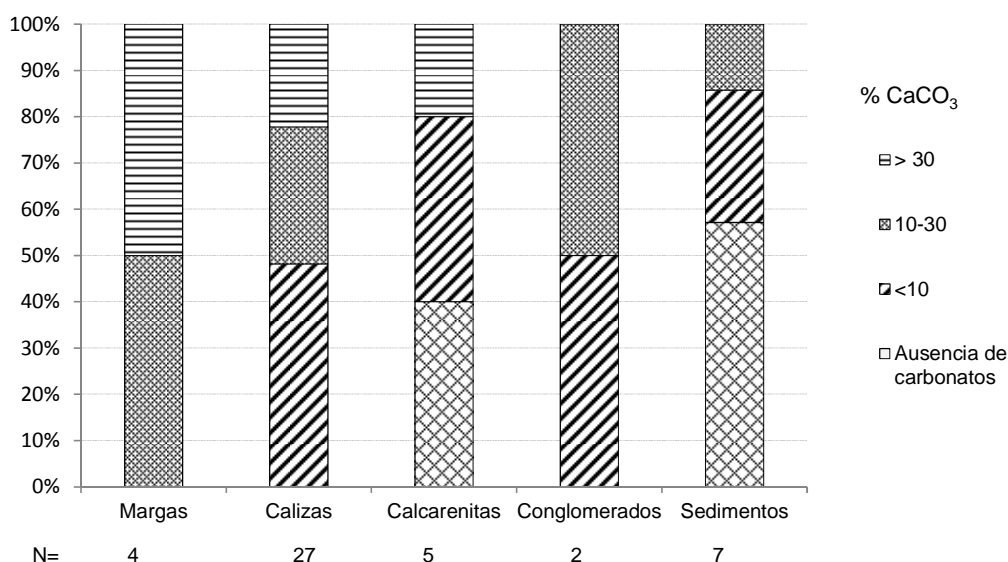


La presencia de carbonatos en el suelo depende principalmente de la naturaleza de material originario. El 69 % de los suelos estudiados con presencia de carbonatos en los primeros 20 cm del suelo presentan calizas como material originario. Los suelos desarrollados sobre margas y calizas son los que presentan mayor contenido de carbonato cálcico (Fig. 4.2.2.9).

El 22 % de los suelos desarrollados sobre calizas y el 50 % de los suelos desarrollados sobre margas, presentan contenidos de carbonato cálcico superiores al 30 %, no presentando carbonatos el 40 % de los suelos desarrollados sobre calcarenitas,

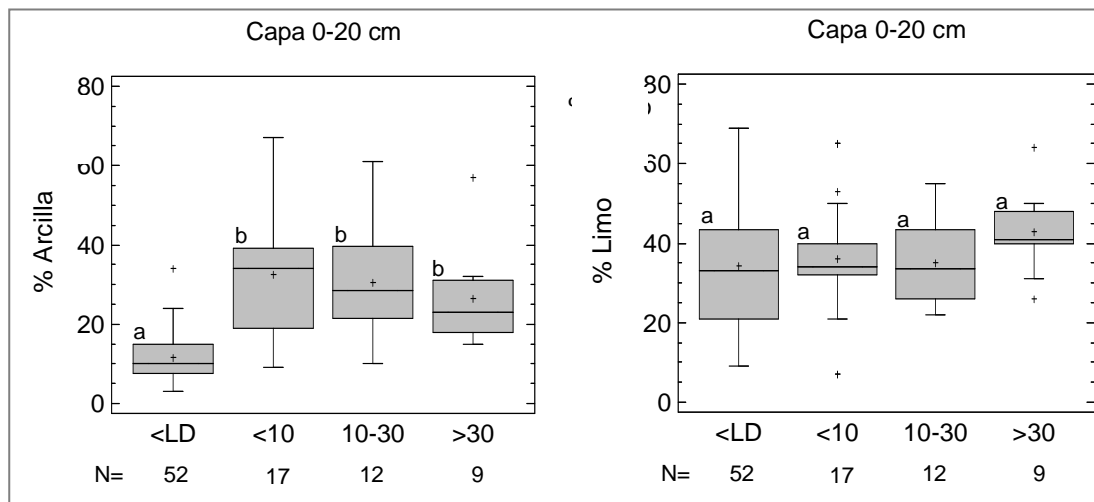
coincidiendo con el hecho de que la mayor parte de los puntos donde se sitúan dichos suelos presentan elevadas precipitaciones medias anuales (entre 950 y 1000 mm), lo que ha podido favorecer el lavado de los carbonatos.

Figura 4.2.2.9. Frecuencia (porcentaje) de rocas calcáreas según clases de contenido de carbonato cálcico. Los valores de CaCO_3 son valores promediados de las capas 0-10 y 10-20 cm, $n=39$



Los carbonatos en el suelo además de proceder del material originario (origen primario) también pueden ser de origen secundario. Se encuentra en el suelo formando agregados de calcita con partículas de arcilla y limo. En el caso de los suelos estudiados la presencia de carbonatos está ligada a un mayor contenido de arcilla, encontrándose en suelos con ausencia de carbonatos contenidos medios de arcilla (12%) significativamente ($p<0.01$) menores que en suelos con presencia de carbonatos, los cuales presentan un contenido medio de arcilla del 30 % (Fig. 4.2.2.10), no influyendo la cantidad de carbonatos en el porcentaje de arcilla presente en el suelo.

Figura 4.2.2.10. Diagrama de cajas y análisis anova de valores de arcilla y limo (porcentaje) en la capa de 0-20 cm en función de las clases de contenido de carbonato cálcico.



En el caso del limo no se han encontrado diferencias significativas entre el porcentaje medio del limo según porcentajes de carbonatos presentes en el suelo, aunque si se pone de manifiesto un mayor porcentaje medio de limo (43 %) en suelos con mayor porcentaje de carbonato cálcico (>30 %).

Los suelos calcáreos están teniendo un reciente interés debido a la influencia del carbono inorgánico en la dinámica del carbono orgánico en los suelos, ya que la velocidad de descomposición de la materia orgánica en estos suelos es menor que en suelos no calcáreos con similares contenidos de carbono orgánico (Xie et al. 2009; Llorente y Turrión 2010; Llorente et al. 2010). Este hecho se manifiesta en los puntos de encina estudiados donde el contenido medio de materia orgánica es mayor en los suelos desarrollados sobre sustratos calcáreos: calizas, margas y calcarenitas (Fig. 4.2.2.11), que presentan mayor contenido de carbonatos (Fig. 4.2.2.9), que el presentado en el resto de los sustratos presentes en los puntos estudiados.

Los encinares de baja densidad son las formaciones forestales que presentan en los primeros 20 cm del suelo el porcentaje medio de carbonatos (20.2 %) más elevado (Fig. 4.2.2.12) ya que se encuentran en suelos con el valor medio de pH más elevado (7.7) y desarrollados en su mayoría (86 %) sobre sustratos calcáreos. Además hay que sumar el hecho de que estas formaciones presentan la precipitación media anual más baja, condiciones climáticas adversas para el lavado de carbonatos en superficie lo que llevaría a la persistencia de los mismos en las capas minerales superficiales. Los suelos de dehesas son los que presentan el porcentaje medio de carbonatos más bajo (0.1 %)

ya que son suelos desarrollados sobre sustratos edáficos de carácter ácido (granitos, esquistos y pizarras principalmente).

Figura 4.2.2.11. Valores medios de materia orgánica (porcentaje) en la capa de 0-20 cm y análisis anova en función del material originario.

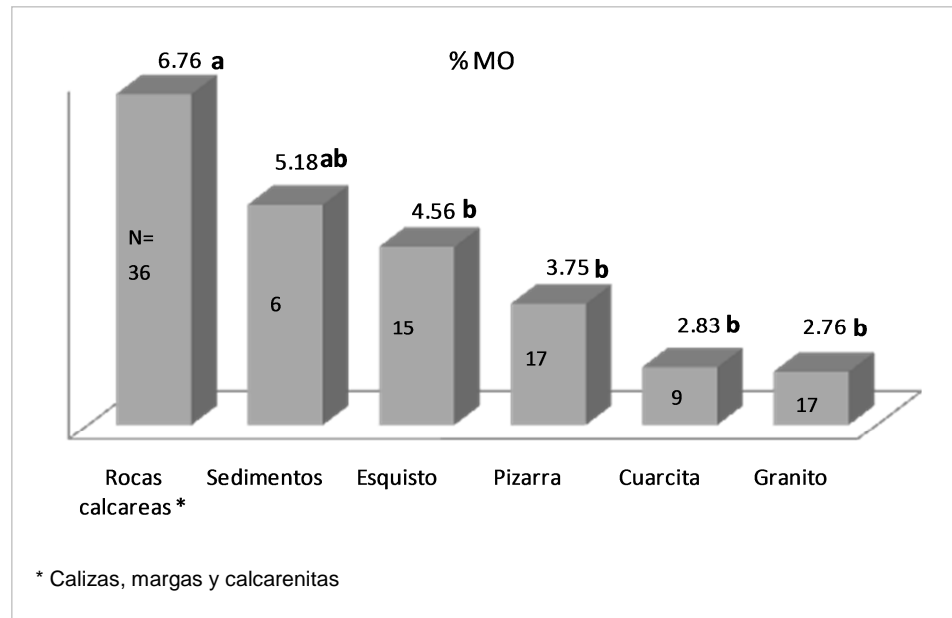
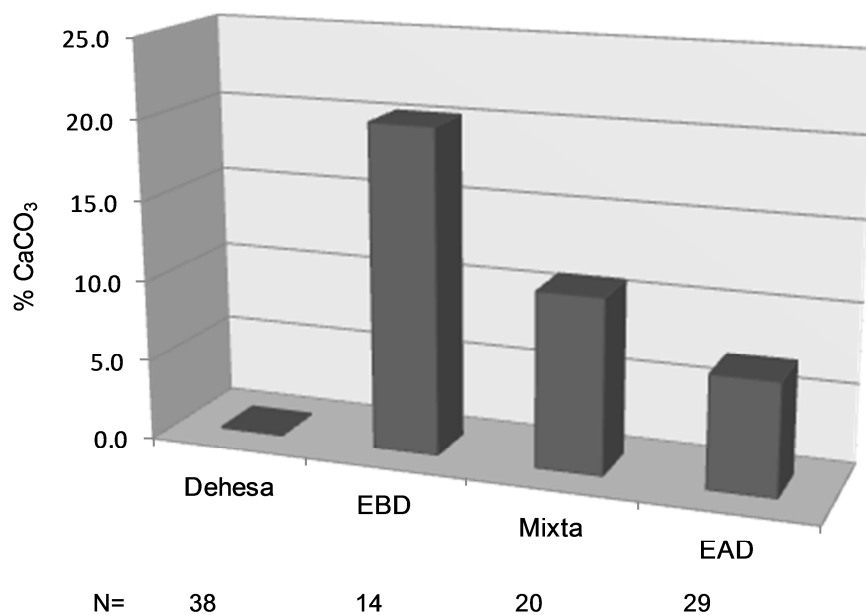


Figura 4.2.2.12. Valores medios de carbonato cálcico (porcentaje) en la capa de 0-20 cm en función del tipo de formación forestal: dehesas, encinares de baja densidad (EBD), encinares de alta densidad (EAD) y masas mixtas



4.2.2.3. Carbono Orgánico

El carbono es un constituyente importante del material vegetal aportado al suelo, debido a que el tejido vegetal contiene alrededor de 400 g C kg⁻¹ de materia seca, pero, antes de su incorporación al suelo con el desfronde parte de ese carbono es utilizado y liberado a la atmósfera en forma de CO₂ interviniendo de forma dinámica en el ciclo del carbono. Por lo que las existencias de carbono orgánico en los suelos naturales representan un balance dinámico entre la absorción del material vegetal muerto y la perdida por mineralización. La hojarasca y el propio humus del suelo van a formar la materia orgánica del suelo (Nabuurs y Schelhaas 2002). La materia orgánica juega un importante papel en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (biodiversidad, capacidad buffer, capacidad de intercambio cationico, disponibilidad de nutrientes, capacidad de retención del agua, estructura y erosión del suelo, entre otros) y su dinámica está influenciada por numerosos factores (vegetación, clima, tipo de suelo, textura y composición química del suelo entre otros).

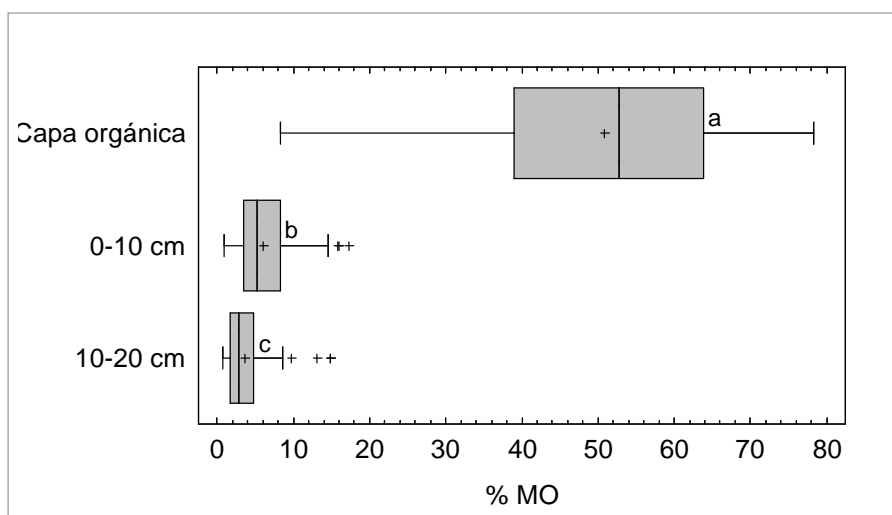
En los puntos de encina estudiados, el suelo presenta en la capa superficial orgánica un contenido medio de carbono orgánico de 29.5 % y un amplio rango de variación entre 4.8 y 45.4 %. El contenido medio en materia orgánica es de 51 % (Tabla 4.2.2.1). El 87 % de las capas superficiales de los suelos estudiados bajo encinas son horizontes orgánicos, considerando horizonte orgánico aquel que tenga un contenido en materia orgánica superior al 34 % (FAO et al. 1998).

En suelos forestales europeos el contenido de materia orgánica en las capas superficiales orgánicas se encuentran entre 34 y 86 %, según evaluación realizada a nivel europeo de la red de suelos forestales del ICP- Forests (EC-UN/ECE 1997), incluyéndose por lo tanto el contenido medio de materia orgánica de los suelos sobre los que se desarrolla la encina, dentro de dicho intervalo. Presentan a su vez un rango de variación más amplio con contenidos de materia orgánica entre el 8 % y 78 %, hecho que puede reflejar la variación de la densidad arbórea entre las formaciones forestales de *Q. ilex* estudiadas. En suelos forestales de Centro Europa desarrollados tanto sobre especies de coníferas como de frondosas se han encontrado en las capas orgánicas (material semidescompuesto y descompuesto) contenidos medios de materia orgánica ligeramente inferiores a los encontrados en nuestro estudio con un rango comprendido entre 30 y 46 % (Prietzl y Stetter 2006; Schulp et al. 2008; Traversa et al. 2008), mientras que en capas orgánicas de diferentes tipos de suelos bajo encinares españoles se han

encontrado contenidos medios de materia orgánica más inferiores (25 %) (González Parra y Candas Villar 2004).

Existen diferencias significativas en la distribución vertical del contenido de materia orgánica en el suelo disminuyendo dicho contenido con el incremento en profundidad del suelo (Fig. 4.2.2.13). El contenido medio de materia orgánica disminuye un 88 % en los primeros 10 cm del suelo pasando de 50.9 % en la capa orgánica a 6.1 % en la capa mineral de 0-10 cm

Figura 4.2.2.13. Diagrama de cajas y análisis anova del contenido en materia orgánica (MO) en las capas orgánicas (n=77) y minerales subsuperficiales de 0-10 y 10-20 cm (n=101).



Esta abrupta disminución es propia de suelos con baja actividad biológica en la zona de contacto entre la capa orgánica y la capa mineral, ya que por la acción de la fauna del suelo se produciría movilización de la materia orgánica desde los horizontes superficiales del suelo a los subsuperficiales favoreciendo físicamente la mezcla de la materia orgánica a lo largo del perfil del suelo mineral, afectando por lo tanto a la dinámica del C y N del suelo (Devliegher y Verstraete 1997; Bohlen et al. 2004). Disminuciones no tan marcadas de los contenidos de materia orgánica entre las capas orgánicas y minerales subsuperficiales también ha sido encontradas por otros autores en suelos forestales de Centro Europa (Prietz et al. 2006; Schulp et al. 2008) y en suelos bajo encinares mediterráneos, (González Parra y Candas Villar 2004; Traversa et al. 2008).

Los contenidos medios de materia orgánica presentan también diferencias significativas entre las dos capas minerales subsuperficiales con una disminución del contenido medio de materia orgánica con la profundidad del suelo del 41 % (de 6.1 % en la capa 0-10 a 3.6 % en la capa de 10-20 cm) (Tabla 4.2.2.2). Esta marcada disminución de los contenidos de materia orgánica con la profundidad del suelo puede ser debido, además de por un mayor aporte de materia orgánica en la superficie del suelo (aporte aéreo y radicular), por un aumento de la actividad microbiana con la profundidad del suelo, que daría lugar por lo tanto, a una mayor fracción de materia orgánica incorporada al humus en las capas más profundas. Este efecto se produce bajo condiciones mediterráneas donde el edafoclima en las capas más profundas es más favorable para la actividad microbiana que en las capas más superficiales donde le sequía puede ser un factor limitante (Rovira y Vallejo 1997). Otros autores sin embargo han encontrado en suelos calizos de encinares una disminución de la actividad microbiana con la profundidad del suelo (Llorente y Turrión 2010) posiblemente en respuesta a un descenso del suministro de carbono lábil (Agnelli et al. 2004), hecho también constatado por González Parra y Candas Villar (2004) que encontraron en suelos de encinares mediterráneos porcentajes de mineralización más bajos en los horizontes más profundos que en horizontes superficiales.

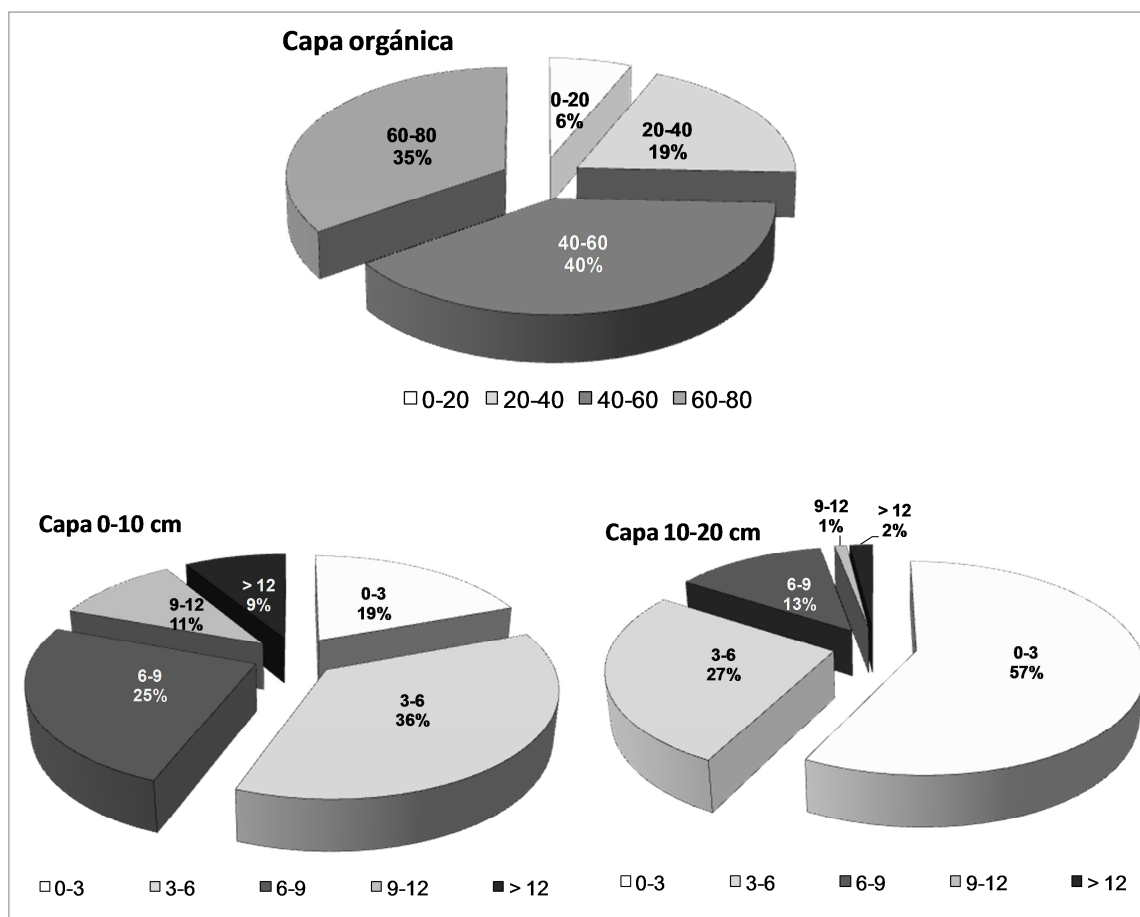
Disminuciones del contenido de materia orgánica con la profundidad del suelo también han sido encontradas por otros autores aunque el grado de disminución depende de la especie forestal (Polo 1972) y del uso del suelo, presentando los suelos forestales en general una disminución más notable del contenido de materia orgánica que la presentada en los suelos cultivados (Evrendilek et al. 2004; Prietzel y Stetter 2006; Schulp et al. 2008; Vesterdal et al. 2008; Llorente y Turrión 2010; Wang et al. 2010; Díaz-Pinés et al. 2011; Papini et al. 2011).

Las diferencias entre la capa orgánica y las minerales, en cuanto al contenido de materia orgánica, se manifiesta no solo en los niveles sino también en su distribución (Fig. 4.2.2.14). En las capas orgánicas superficiales se pone de manifiesto dos clases claramente más abundantes respecto a los contenidos en materia orgánica: las clases de 40 a 60 % y de 60 a 80 %, estos contenidos son similares a los encontrados por el ICP-Forests para las capas orgánicas de suelos forestales europeos que mayoritariamente presentan contenidos de materia orgánica entre 40 y 100 % (EC-UN/ECE 1997).

Las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm presentan a su vez dos clases claramente más frecuentes respecto a los contenidos de materia orgánica: la clases de 3

a 6 % y de 6 a 9 %, mientras que en las capas minerales subyacentes aparece una clase más abundante correspondiente a contenidos de materia orgánica inferiores al 3 %. En las capas minerales subsuperficiales de suelos forestales europeos la clase más frecuente de contenidos de materia orgánica es de 1.7 a 3.5 % (EC-UN/ECE 1997).

Figura 4.2.2.14. Diagrama de porcentajes de intervalos de contenidos de materia orgánica en la capa orgánica, n= 78, la capa mineral de 0-10 cm, n=104 y capa mineral 10-20cm, n=102.

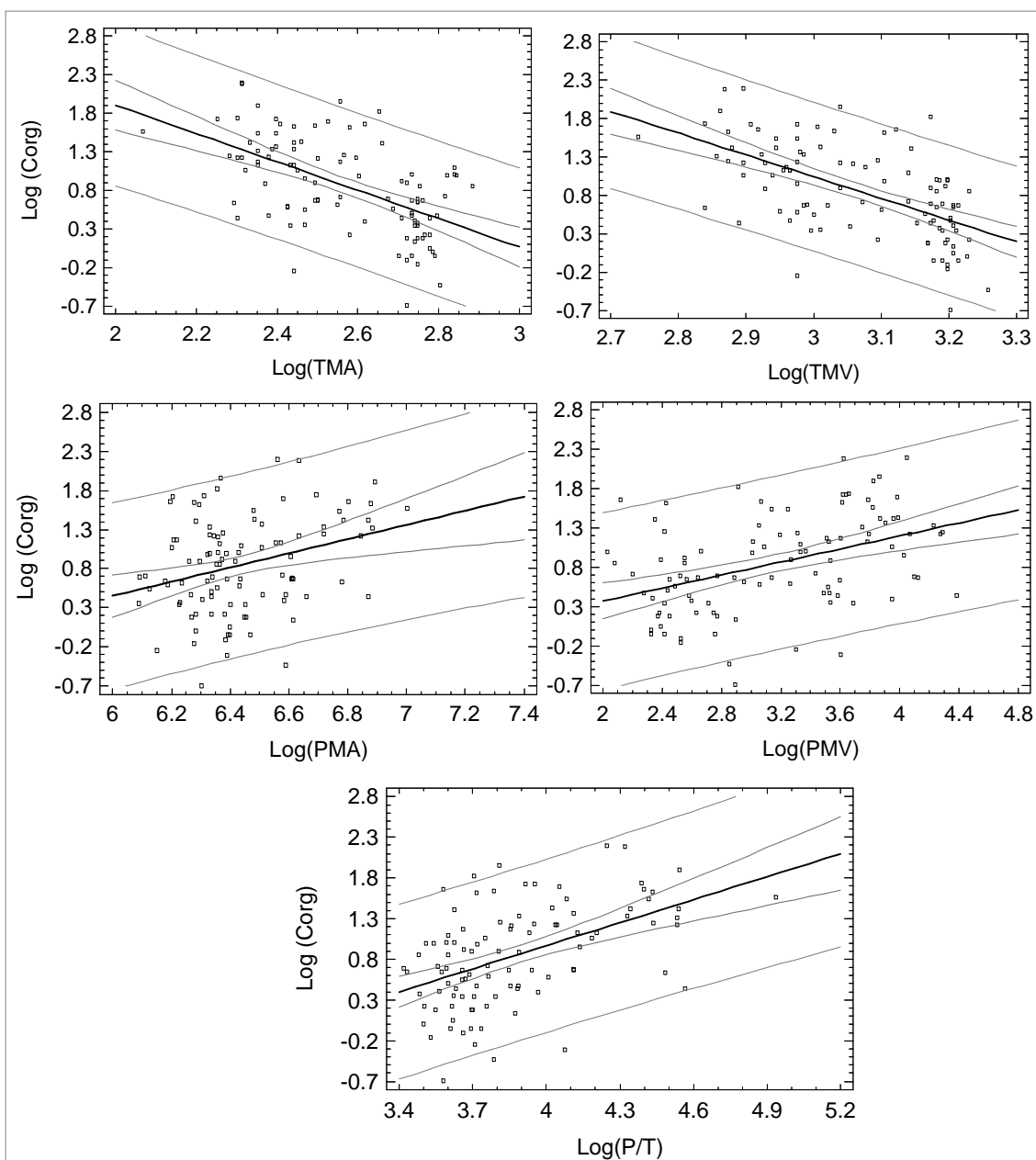


El 43 % de las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm y el 32 % de las capas de 10-20 cm de profundidad presentan contenidos de materia orgánica superiores a los rangos encontrados por el ICP-Forests para capas minerales en suelos forestales europeos. De estos valores se puede desprender una baja actividad biológica propia de suelos que presentan una brusca disminución del contenido en materia orgánica entre la capa orgánica y mineral, hecho que sucede en gran parte de los suelos estudiados. Esta actividad biológica depende de las condiciones climáticas y de las propiedades fisicoquímicas del suelo entre las que se encuentran el pH como un factor determinante para la actuación de los microorganismos.

Dentro de las variables climáticas estudiadas, la temperatura, y en especial la temperatura media estival, han sido las variables que más han influido en los niveles de carbono orgánico en los suelos estudiados bajo encina, constatándose correlaciones significativas ($p < 0.01$) negativas entre el contenido de carbono con TMA ($R = -0.51$) y TMV ($R = -0.54$) (Fig. 4.2.2.15). Con menor grado de significación se han encontrado correlaciones positivas del contenido de carbono orgánico con PMA ($R = 0.32$) y PMV ($R = 0.39$). Un índice que combina los efectos de la precipitación y la temperatura en el contenido de carbono orgánico es la relación P/T, este índice se ha correlacionado positivamente ($R = 0.47$) con el contenido de carbono orgánico. Consecuentemente estos resultados indican un incremento de los niveles de carbono orgánico con la disminución de la temperatura y con el aumento de las precipitaciones en especial durante el periodo estival.

El incremento de la temperatura generalmente produce un aumento en la velocidad de descomposición de la materia orgánica en el suelo (Sanderman et al. 2003) dando lugar por lo tanto a una mayor cantidad de materia orgánica incorporada al humus del suelo. Este efecto sin embargo puede ser contrarrestado por una reducida cantidad de agua disponible en el suelo (Xu et al. 2001), circunstancia que se da en suelos bajo clima mediterráneo donde la ausencia de precipitaciones se considera un factor limitante de la actividad microbiana en los horizontes superficiales del suelo (Rovira y Vallejo 1997). Este resultado se confirma por la disminución de la velocidad de mineralización del carbono en la superficie del suelo con el incremento de las temperaturas en verano encontrada por García-Pausas et al. (2008). En las capas superficiales de los suelos estudiados bajo encina, la disminución de los contenidos de carbono orgánico con el incremento de las temperaturas estivales indicaría un aumento de la mineralización del carbono, por lo que el aumento de la temperatura en periodo estival de bajas precipitaciones, no tendría un efecto negativo en la actividad microbiana. Estos resultados coinciden con los encontrados por otros autores en suelos forestales (Hontoria et al. 1999; Ganuza y Almendros 2003).

Figura 4.2.2.15: Análisis de regresión entre el contenido de carbono orgánico en la capa 0-20 cm y las variables climáticas: precipitación media anual (PMA), precipitación media de verano (PMV), temperatura media anual (TMA), temperatura media de verano (TMV) y relación entre PMA y TMA (P/T). N=100.



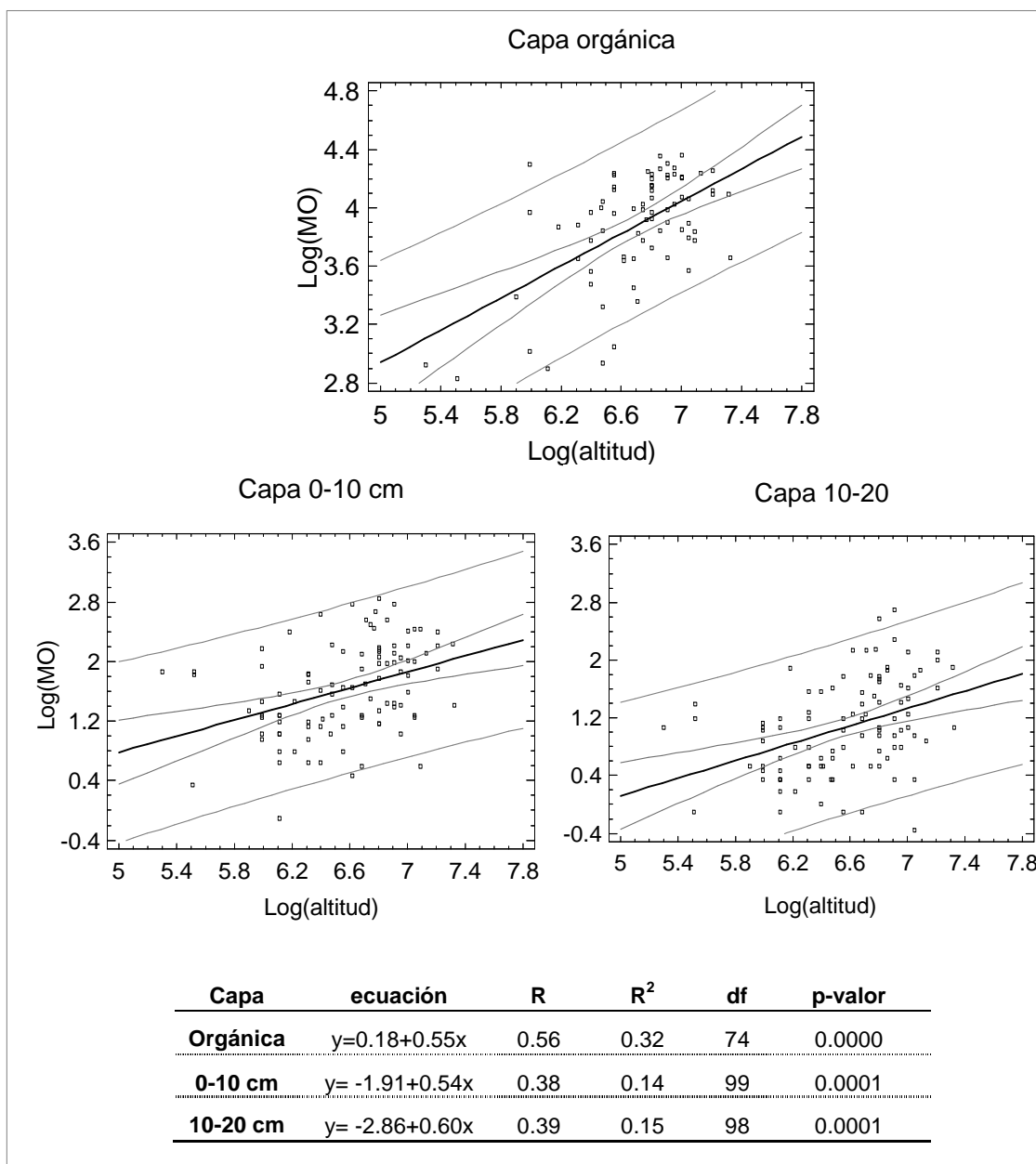
Variables	Ecuación	R	R ²	Df	p-valor
Corg/TMA	$y = 5.58 - 1.84x$	-0.56	0.32	99	0.0000
Corg/TMV	$y = 9.54 - 2.83x$	-0.60	0.35	99	0.0000
Corg/PMA	$y = -5.00 + 0.91x$	0.30	0.09	100	0.0020
Corg/PMV	$y = -0.46 + 0.41x$	0.43	0.18	100	0.0000
Corg/P:T	$Y = -2.80 + 0.94x$	0.49	0.24	100	0.0000

La altitud es un factor que al estar relacionado con variables climáticas como la temperatura o el régimen de precipitaciones influye en el contenido de materia orgánica de los suelos. Mediante análisis de regresión se ha constatado relaciones significativas ($p < 0.01$) positivas entre la altitud y el contenido de materia orgánica en las capas superficiales y subsuperficiales de los suelos estudiados (Fig. 4.2.2.16). Esta relación positiva entre la altitud y la materia orgánica podría ser atribuida principalmente a que las formaciones situadas a mayor altitud están caracterizadas por precipitaciones más abundantes y temperaturas más bajas dando lugar, por un lado, a una mayor PPN y a una lenta mineralización de la materia orgánica, por otro, favoreciendo la acumulación de la materia orgánica en el suelo. Aunque en el caso de los puntos estudiados de encina, en su mayoría de clima mediterráneo, la altitud estuvo fuertemente correlacionada con la temperatura ($R = -0.80$) pero no se encontró correlación entre la altitud y la precipitación. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Saa (1991) y Hontoria et al. (1999), y podrían ser explicados por la compleja orografía que presenta la península ibérica.

La influencia de la altitud en el contenido de materia orgánica es más acusada en el caso de la capa orgánica que en las capas minerales subsuperficiales, pudiéndose explicar un 32 % de variabilidad del contenido de materia orgánica debido a la altitud en el caso de la capa orgánica y un 14 y 15 % de variabilidad en el caso de las capas de 0-10 y 10-20 cm respectivamente.

Relaciones positivas entre el contenido de carbono orgánico y la altitud han sido determinadas por otros autores en capas minerales de suelos forestales como es el caso de Miralles et al. (2009), que encontró en suelos situados en un rango de altitud entre 800 y 2045 m un coeficiente de correlación ($R = 0.38$) similar al determinado en este trabajo. Pero también se han determinado relaciones positivas con diferente grado de significación al determinado en este trabajo, como es el caso de Hontoria et al. (1999) que determinó en suelos de diferentes usos distribuidos a lo largo de la península ibérica, coeficientes de correlación más bajos ($R = 0.18$), ó como el caso de Singh et al. (2011) que determinó en suelos situados en un amplio rango de altitud entre 500 y 3500 m coeficientes de correlación más altos ($R = 0.78$). Sin embargo en pastizales situados en los Pirineos, García-Pausas et al. (2007) determinaron en suelos situados a elevadas altitudes (de 1845 a 2900 m snm) relaciones negativas ($R = -0.37$), aunque no significativas, entre el carbono orgánico y la altitud debido principalmente a que en clima alpino las bajas temperaturas y los episodios de heladas reducen la producción primaria.

Figura 4.2.2.16. Análisis de regresión entre el contenido de materia orgánica en las tres profundidades de suelo y la altitud



Un parametro importante relacionado con el contenido de materia orgánica es el espesor de la capa orgánica, el cual es determinado por el peso de la materia orgánica existente en el suelo por unidad de superficie. Este parámetro nos puede dar información sobre la influencia de la temperatura y de la humedad en el balance entre producción primaria y descomposición.

El peso por superficie (kg m^{-2}) medio de la capa orgánica muestreada (es decir lo que pesan los restos vegetales o forra por unidad de superficie) en 75 puntos de encina

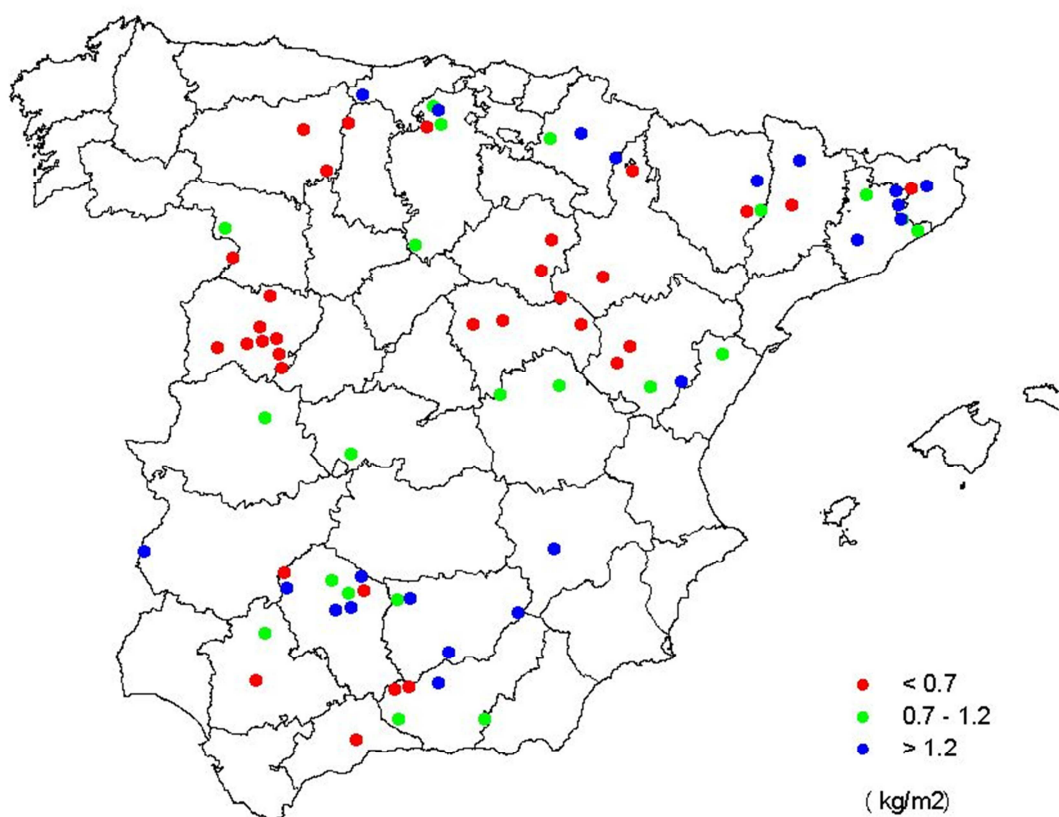
es 1.09 kg m^{-2} , con un rango de variación muy estrecho entre 0.10 y 4.30 kg m^{-2} . Estos valores medios sin embargo son inferiores a los encontrados en las capas orgánicas de suelos forestales europeos, presentando algunos de ellos valores medios de hasta 10 veces superior (Montoya Moreno et al. 1997). Estos valores tan bajos de espesor de la capa orgánica en nuestros puntos de muestreo pueden ser debidos a determinadas condiciones climáticas como podrían ser bajas precipitaciones, que darían lugar a una menor producción de biomasa y elevadas temperaturas que serían favorables para una rápida descomposición de la materia orgánica y su incorporación al suelo mineral.

La influencia de las diferentes condiciones climáticas se observa en la variabilidad espacial de los valores del espesor de la capa orgánica en los puntos de muestreo de encina, así los valores del espesor de la capa orgánica más bajos se encuentran principalmente en la Meseta Septentrional y Sistema Ibérico, mientras que los puntos con mayor espesor de la capa orgánica se sitúan principalmente en las Cordilleras Cantábrica, Pirenaica y Costero-catalana, así como en la región de Sierra Morena (Fig. 4.2.2.17).

Se ha realizado un análisis anova para estudiar la influencia que el espesor de la capa orgánica superficial muestreada pueda tener en el contenido de carbono orgánico tanto en la capa orgánica como en las capas minerales (Fig. 4.2.2.18).

Se ha constatado que en la capa orgánica el contenido medio de carbono orgánico es significativamente ($p < 0.01$) más alto (34 %) cuanto menor es el espesor de la misma ($< 0.7 \text{ kg m}^{-2}$), no existiendo diferencias significativas entre los contenidos medios de carbono orgánico a mayor espesor de la capa orgánica. Este resultado pudiera indicar un elevado contenido de restos vegetales sin descomponer en la superficie del suelo los cuales van a estar sometidos a diversos cambios durante la digestión microbiana, mediante la cual se produce la liberación del carbono en forma de CO_2 .

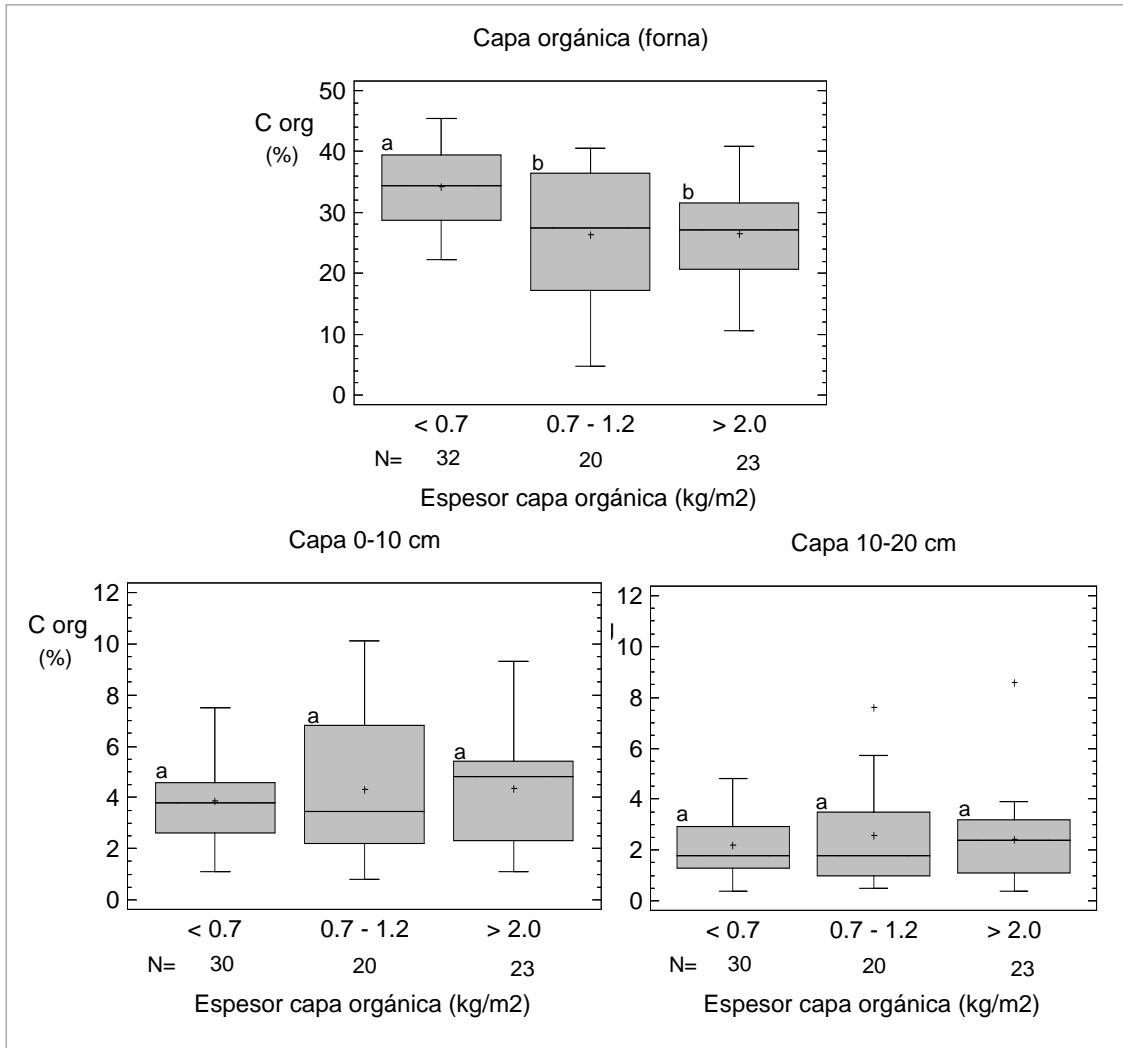
Figura 4.2.2.17. Variación geográfica de diferentes rangos de espesor de la capa orgánica, N=75.



En las capas minerales los contenidos medios de carbono orgánico son mayores en suelos que presentan un mayor espesor de la capa orgánica superficial muestreada, aunque no presentan diferencias significativas entre los contenidos medios de carbono orgánico. Estas diferencias son más acusadas en el caso de las capas minerales más superficiales (0-10 cm), las cuales presentan en capas orgánicas de más de 1.2 kg m⁻² de espesor un contenido medio de carbono orgánico de 4.4 %. Este hecho posiblemente pueda ser debido a una mayor cantidad de humus formado por los microorganismos del suelo. Este humus debido a sus propiedades químicas, a su interacción con las partículas de arcilla y a su distribución en el suelo va a ser más resistente a una oxidación rápida (Polo et al. 1978).

Para estudiar la posible influencia de la vegetación en el espesor de la capa orgánica se ha realizado un análisis de anova y posterior test de Kruskal-Wallis (Fig. 4.2.2.19).

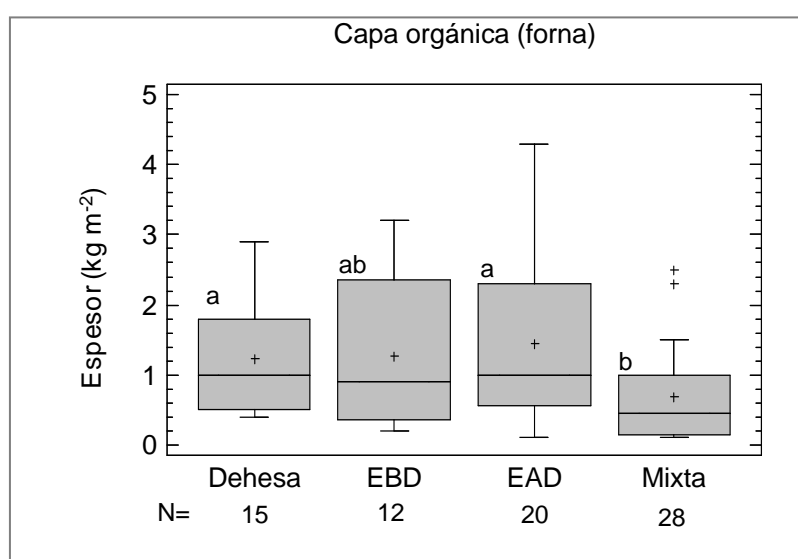
Figura 4.2.2.18. Diagrama de cajas y análisis anova del contenido de carbono orgánico en las tres profundidades de suelo, separadas según el espesor de la capa orgánica.



El resultado del análisis de anova indica que la densidad arbórea es un factor que influye, aunque no de forma determinante, en el espesor de la capa orgánica ya que, aunque se produce un ligero aumento en el espesor medio entre dehesas (1.23 kg m^{-2}), encinares de baja densidad (1.26 kg m^{-2}) y encinares de alta densidad (1.45 kg m^{-2}), dichas diferencias no son significativas. Este hecho parece indicar una mayor influencia de las condiciones climáticas, en el balance entre la producción primaria y la descomposición de los restos orgánicos. Así, el espesor medio de las capas orgánicas presentado en dehesas resulta especialmente elevado en relación con su densidad arbórea, lo que podría explicarse por la presencia de componentes con mayor grado de humificación en las capas orgánicas que daría lugar a un mayor peso de los restos orgánicos. Esta mayor cantidad de sustancias humificadas podría ser debida a condiciones climáticas más favorables para su formación como pueden ser las elevadas

temperaturas que caracterizan las zonas en las que aparecen dichas formaciones. A esta circunstancia se añade el hecho de que las sustancias humificadas tardan en formarse un periodo de tiempo más o menos largo, que en suelos forestales suele estar entre 40 y 50 años (Schulp et al. 2008), condición que se cumple en las dehesas ya que son las formaciones de mayor edad, con edades superiores a 40 años en la mayoría de las dehesas estudiadas (tabla 3.1.1).

Figura 4.2.2.19. Diagrama de cajas y análisis anova del espesor de la capa orgánica según las 4 formaciones forestales: dehesas, encinares de baja densidad (EBD), encinares de alta densidad (EAD) y masas mixtas.



El cuarto grupo, las formaciones mixtas, es el grupo más heterogéneo respecto a la densidad arbórea y composición de especies y presenta el espesor medio más bajo (0.63 kg m^{-2}) siendo dicho espesor significativamente más bajo que el de dehesas y formaciones EAD. Este resultado podría indicar la posible influencia del tipo de vegetación en dichas formaciones ya que además de la especie *Q. ilex* están presentes especies de coníferas y otras querquinceas presentando, generalmente, los horizontes orgánicos procedentes de especies de coníferas, mayor cantidad de material no descompuesto y menor proporción de material humificado (Schulp et al. 2008) lo que daría lugar a un menor peso por unidad de superficie de los restos orgánicos.

El pH es otro de los factores que influye en la velocidad de descomposición de la materia orgánica, afectando a la actividad biológica de los microorganismos del suelo, que generalmente es óptima a pH próximos a la neutralidad; además interviene en la estructura del suelo debido a que suelos calcáreos aseguran una óptima estructura del

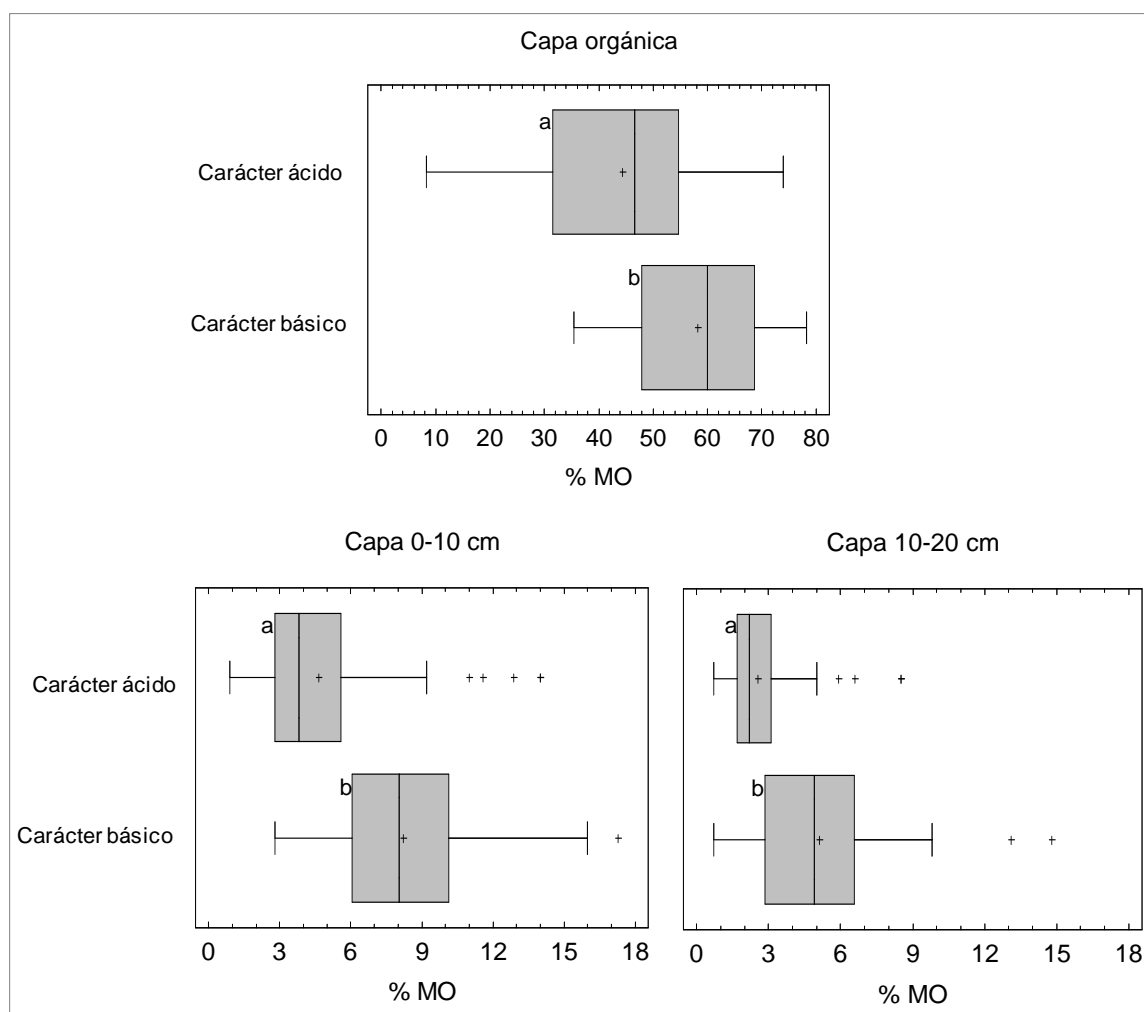
suelo gracias a la estabilidad de los complejos arcillo-húmicos protegiendo a los restos orgánicos del ataque de los microorganismos favoreciendo la acumulación de la materia orgánica (Ganuza y Almendros 2003) y ralentizando la velocidad de descomposición de la materia orgánica en dichos suelos (Llorente y Turrión 2010). Esta circunstancia se refleja en los suelos estudiados bajo encina en los que el contenido medio de materia orgánica en la capa superficial orgánica es un 24 % mayor en los suelos de carácter básico que en los de carácter ácido, mientras que en las capas minerales subsuperficiales la diferencia de los contenidos medios de materia orgánica entre suelos de carácter ácido y básico es mayor; concretamente un 43 % mayor en suelos básicos en la capa 0-10 cm y un 49 % mayor en el caso de la capa 10-20 cm (Fig. 4.2.2.20).

Mediante la realización de análisis de anova se ha encontrado que los contenidos medios de materia orgánica tanto en la capa orgánica como en las capas minerales subsuperficiales son significativamente más altos ($p < 0.01$) en suelos de carácter básico que en suelos de carácter ácido. Los contenidos medios de materia orgánica en suelos ácidos es de 4.7 % en la capa 0-10 cm y 2.5 % en la capa 10-20 cm, mientras que suelos básicos presentan contenidos medios de 8.2 % y 5.1 %, respectivamente. Esta relación entre el pH y los contenidos de materia orgánica ha sido encontrada por otros autores en capas subsuperficiales, constatando contenidos de materia orgánica casi un 50 % más elevados en suelos calizos que en suelos silíceos (Canadell y Vilá 1992; Ndala et al. 2006).

La influencia de los factores anteriormente descritos se observa en la amplia variabilidad espacial de contenidos de carbono orgánico tanto en las capas orgánicas (Fig. 4.2.2.21) como minerales (Fig. 4.2.2.22 y Fig. 4.2.2.23) de los puntos estudiados.

El número de puntos con datos de carbono orgánico en las capas orgánicas es menor que en el caso de las capas minerales debido al escaso espesor de la capa orgánica muestreada en algunos de los puntos objeto de estudio. Dichos puntos están situados principalmente en la región oeste de la Submeseta Sur peninsular y corresponden a puntos cuya formación forestal mayoritaria son dehesas de encina con escaso aporte de material vegetal.

Figura 4.2.2.20. Diagrama de cajas de contenidos de materia orgánica en las tres profundidades de muestreo, separadas por el carácter ácido-base del suelo



Los rangos de contenidos de carbono orgánico más bajos en las capas orgánicas estudiadas (Fig. 4.2.2.21) se encuentran principalmente en puntos situados en la Cordillera Pirenaica, Sistema Costero Catalán y Sierra Morena. Se trata de puntos en los que las formaciones forestales son en su mayoría encinares, y en algunos casos dehesas y masas mixtas de querquinceas. Se observa un predominio de puntos en los que los contenidos de carbono orgánico son intermedios y altos.

Figura 4.2.2.21. Distribución de rangos de contenidos de carbono orgánico en las capas orgánicas, n=78.

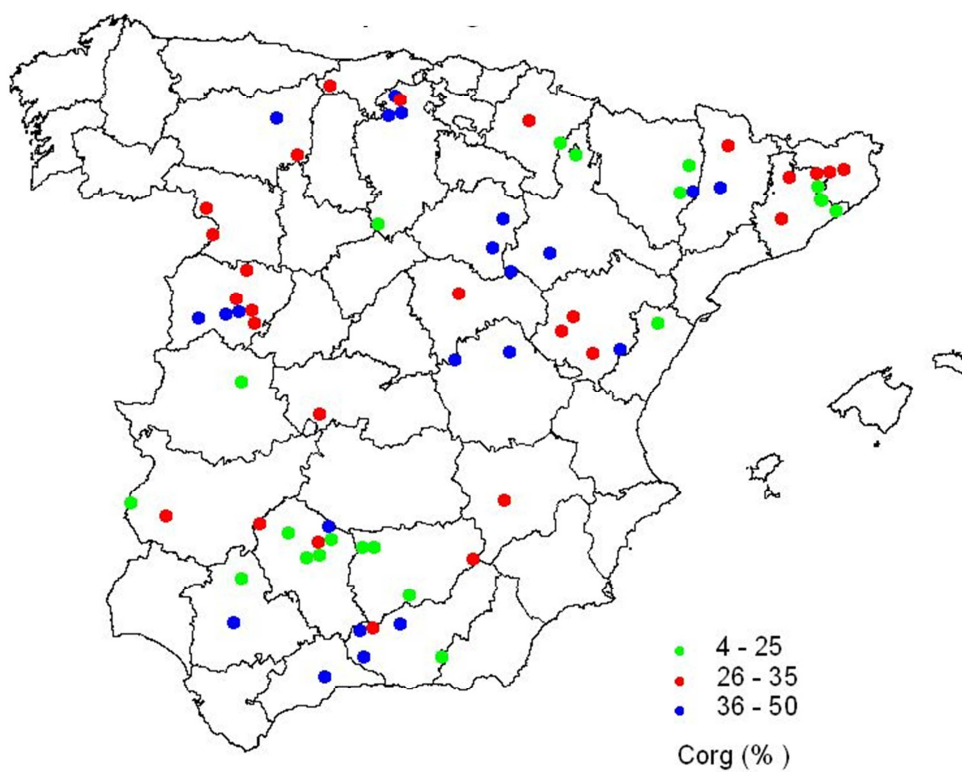


Figura 4.2.2.22. Distribución de rangos de contenidos de carbono orgánico en las capas minerales superficiales de 0-10 cm, n=101

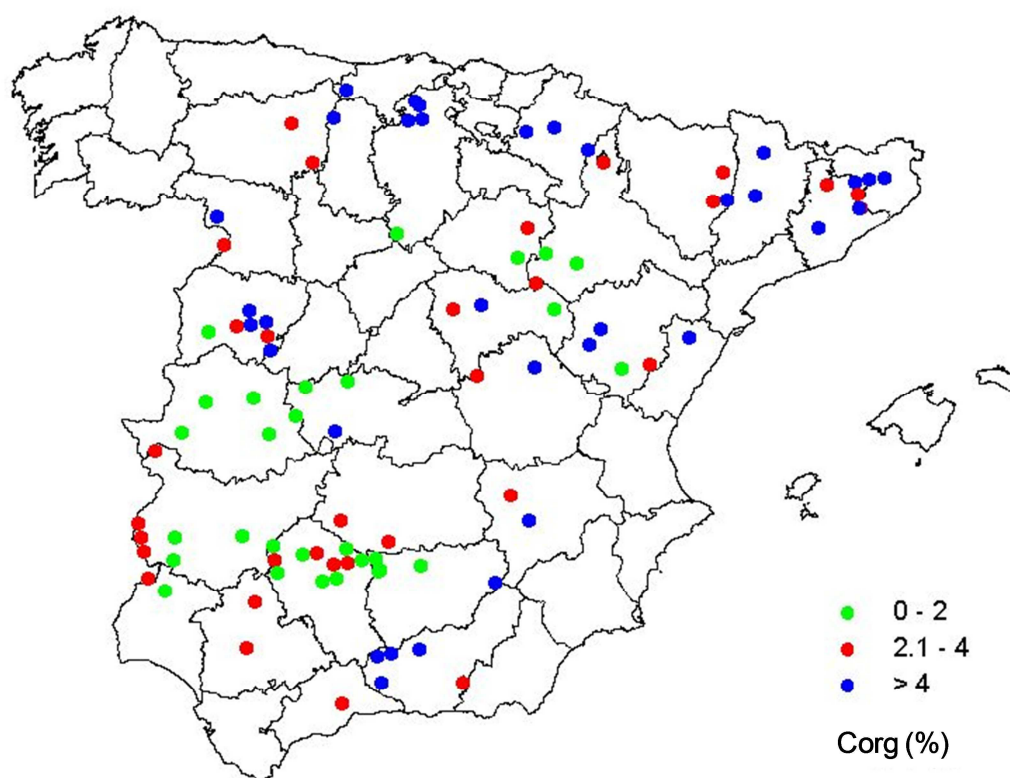
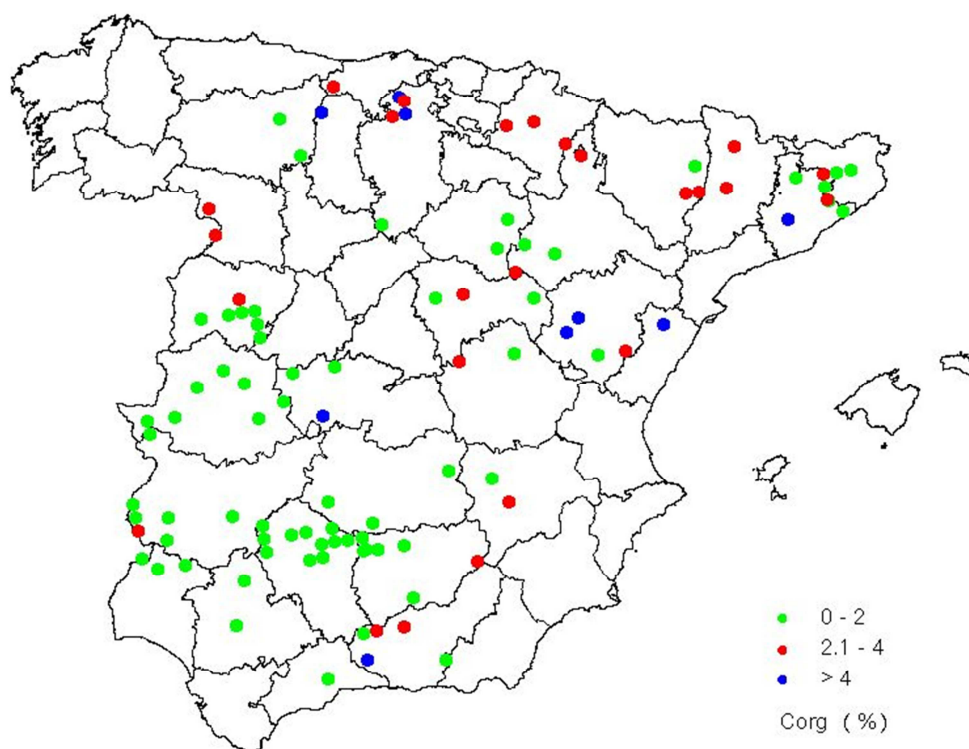


Figura 4.2.2.23. Distribución de rangos de contenidos de carbono orgánico en las capas minerales subsuperficiales de 10-20 cm, n=101



En el caso de la capa mineral subsuperficial de 0-10 cm los puntos con los contenidos más bajos de carbono orgánico corresponden a puntos situados en regiones de clima semiárido y acentuada continentalidad donde predomina el carácter ácido del suelo, mientras que los puntos de muestreo situados en regiones de clima templado y abundantes precipitaciones cuyos suelos, en su mayoría de carácter básico, presentan contenidos de carbono orgánico más elevados. Esto pone de manifiesto la influencia de las condiciones climáticas y del pH del suelo en la descomposición de la materia orgánica presente en el mismo.

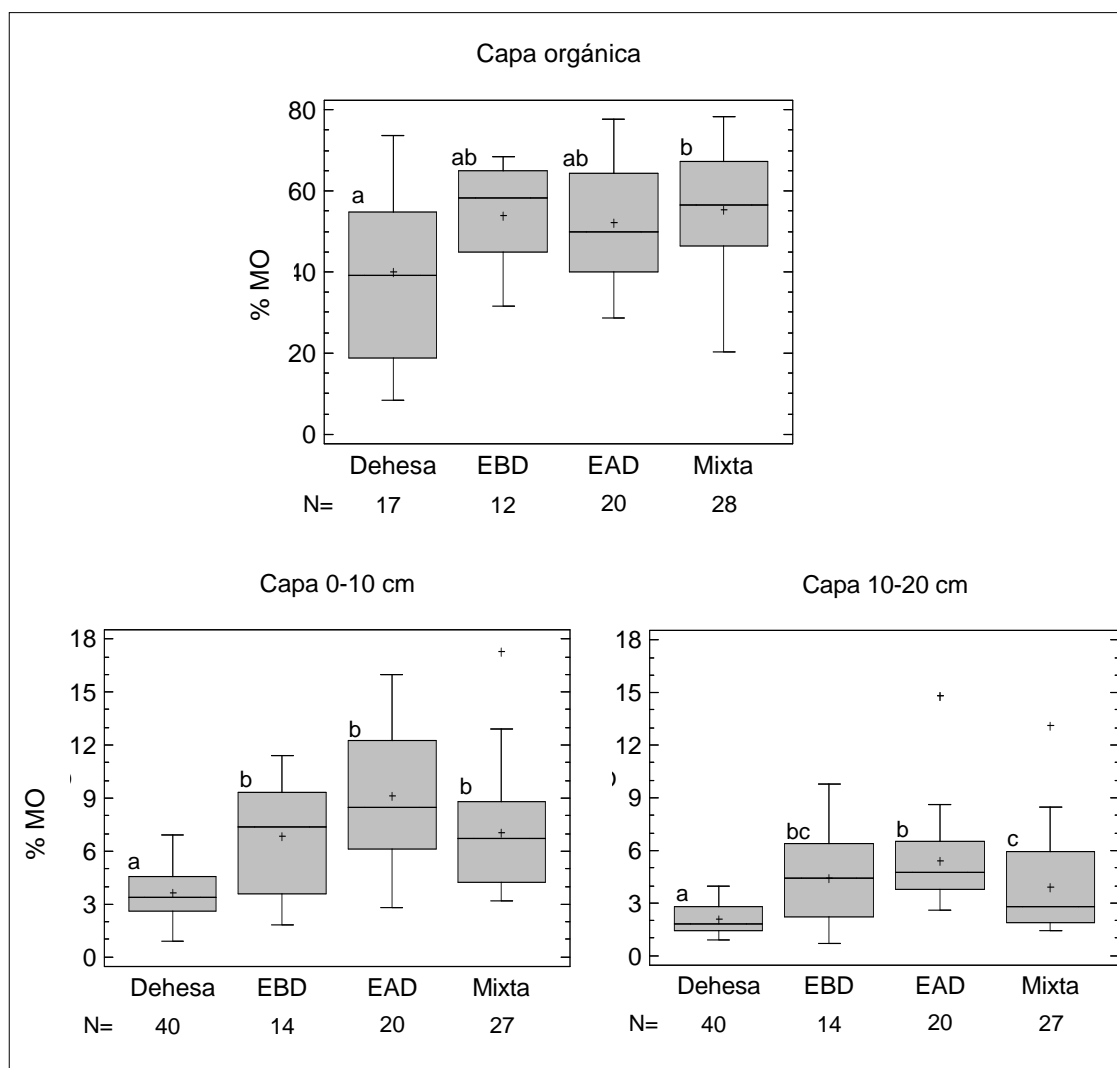
Respecto a la distribución de los rangos de contenidos de carbono orgánico en la capa mineral subyacente se observa la disminución de dichos contenidos con la profundidad, ya que existe un predominio de puntos con suelos que presentan contenidos de carbono orgánico entre 0 y 2 % en la capa de 10-20 cm (Fig.4.2.2.23), localizándose los puntos con contenidos elevados de carbono orgánico prácticamente solo en las Cordilleras Pirenaica y Cantábrica y zona este de Sistema Ibérico y Bético.

El tipo de especie arbórea dominante en un ecosistema forestal afecta a las propiedades del suelo mediante una serie de factores tales como la calidad de la capa orgánica que viene determinada, entre otros factores, por el contenido de materia orgánica, el contenido de N total o la relación C:N que van a influir en la velocidad de descomposición (Binkley y Valentine 1991; Ulery et al. 1995; Augusto et al. 2002; Rutigliano et al. 2004; Sariyildiz et al. 2005; Traversa et al. 2008; Marcos et al. 2010). Además de la vegetación, el uso del suelo es otro factor que influye en el contenido de la materia orgánica en el suelo ya que numerosos trabajos han demostrado, como el laboreo juega un papel importante en la desprotección de la materia orgánica presente en forma de macroagregados favoreciendo la mineralización de la materia orgánica, siendo los suelos agrícolas los que presentan los contenidos más bajos de carbono orgánico (Balesdent et al. 2000; Ganuza y Almendros 2003; Schulp et al. 2008; Miralles et al. 2009; Papini et al. 2011; Singh et al. 2011).

Para estudiar la posible influencia que el tipo de vegetación, la densidad arbórea y el uso del suelo, (en el caso de sistemas agroforestales, dehesas), puedan ejercer sobre el contenido de materia orgánica, tanto en la capa orgánica como en las capas minerales de los suelos estudiados, se ha realizado un análisis anova entre las diferentes formaciones forestales de *Q. ilex* en los puntos muestreados y el contenido en materia orgánica de los suelos sobre los que se desarrolla (Fig. 4.2.2.24).

Las formaciones de dehesas presentaron el contenido medio de materia orgánica más bajo tanto en las capas orgánicas (40.1 %), como en las capas minerales de 0-10 cm (3.6 %) y de 10-20 cm (2.1 %), siendo los contenidos de las capas minerales subsuperficiales significativamente ($p < 0.01$) más bajos que los presentados por el resto de las formaciones forestales. En el caso de las capas orgánicas, las dehesas solamente presentan el contenido medio de materia orgánica significativamente más bajo que el determinado en las formaciones mixtas no presentando diferencias significativas con el resto de las formaciones. Estos resultados indican el bajo aporte de restos vegetales con el desfronde en los ecosistemas de dehesas de *Q. ilex* que junto con el uso del suelo (aprovechamiento ganadero y agrícola) hace que el sustrato orgánico sea escaso.

Figura 4.2.2.24. Diagrama de cajas y análisis anova de contenidos de materia orgánica (MO) en las capas orgánicas (n=77) y minerales subsuperficiales (n=104) del suelo según el tipo de formación forestal.



La distribución espacial de la materia orgánica en los suelos de dehesas ha sido estudiada por diversos autores, la heterogeneidad en la distribución de la materia orgánica en las dehesas es debida principalmente a la presencia de los árboles y a la distribución de la capa herbácea. Se ha determinado un descenso progresivo del contenido de materia orgánica desde el tronco de los árboles hacia la zona fuera del área de influencia de la copa, debido principalmente al efecto positivo del árbol en la fertilidad del suelo. Este efecto ha sido observado especialmente en sistemas agroforestales (Dahlgren et al. 1997; Gallardo et al. 2000b; Menenzes et al. 2002; Scott et al. 2011) con una disminución de aproximadamente un 30 % en el contenido de materia orgánica en

suelos de dehesa muestreados a una distancia de 5 m del tronco del árbol (Obrador-Olán et al. 2004).

Incrementos en la densidad arbórea debería por tanto producir un aumento de los contenidos de materia orgánica en los horizontes superficiales del suelo. Aunque en los puntos estudiados no se ha medido la densidad arbórea, basándose en los datos del segundo y del tercer inventario forestal español se ha estimado que las parcelas caracterizadas dasométricamente como dehesas, y coincidentes con formaciones de dehesa en mapas de vegetación, presentan una densidad media de 48 pies por hectárea oscilando entre 5 y 200 pies/hectárea y presentan una cobertura media arbolada del 30 % (Roig y Rubio 2009). En los puntos estudiados se corrobora el efecto de la densidad arbórea debido a que las formaciones de encinares de baja densidad presentan en la capa de 0-10 cm un contenido medio de materia orgánica de 6.86 % y un aumento del contenido en materia orgánica del 47 % respecto al presentado por las dehesas. Este efecto también se ha observado en la capa de 10-20 cm donde los EBD presentan un contenido medio de materia orgánica de 4.46 % y un aumento del 54 % en el contenido de materia orgánica comparado con el presentado por las dehesas.

Teniendo en cuenta que el muestreo de suelo se ha realizado fuera del área de influencia de la copa, el contenido medio de materia orgánica obtenido en los primeros 20 cm de suelo en dehesas (2.8 %) ha sido similar al obtenido por otros autores a la misma profundidad de suelo y en zonas abiertas de dehesas de clima mediterráneo, con valores medios comprendidos entre 2.0 y 2.4 % (Randy et al. 2003; Obrador-Olán et al. 2004; Moreno et al. 2007b). Dicho valor, no obstante, es superior al valor medio obtenido por Gea-izquierdo et al. (2009) en dehesas extremeñas (1.2 %) y muy inferior al valor medio obtenido por Scott et al. en 2011 (11.6 %) en suelos de dehesas mixtas (*Q. ilex* + *Q. suber*) del Centro-Oeste peninsular y al obtenido por Dahlgren et al. (1997) en dehesas de *Quercus douglasii* en California (7.18 %). Los contenidos de materia orgánica obtenidos por otros autores en suelos de dehesas muestreados bajo copa a profundidades entre 0 y 25 cm han sido más elevados que los obtenidos en este estudio en suelos alejados de la copa, con valores comprendidos entre 3.8 y 19.8 % (Dahlgren et al. 1997; Gallardo et al. 2000b; Randy et al. 2003; Obrador-Olán et al. 2004; Tárrega et al. 2009; Roig 2009; Scott et al. 2011). El valor medio de materia orgánica en la capa mineral de 0-20 cm en suelos de dehesas se puede comparar con los contenidos encontrados en capas minerales de igual profundidad en suelos de cultivo herbáceo bajo clima mediterráneo, con un valor medio de 2.2 % y un rango entre 1.4 y 3.8 % (Hontoria et al.

1999; Ganuza y Almendros 2003; Evrendilek et al. 2004; Boix-Fayos et al. 2009; Miralles et al. 2009; Llorente y Turrión 2010; Papini et al. 2011).

El bajo contenido medio de materia orgánica presente en los suelos de dehesas estudiados puede ser el resultado de la combinación de diversos factores, además del de la densidad arbórea, como pueden ser por un lado el clima, ya que las altas temperaturas propias de las zonas en las que están presentes estas formaciones pueden favorecer la rápida mineralización de la materia orgánica en el suelo. Por otro lado, las propiedades físico-químicas del suelo como el bajo porcentaje de arcilla y el carácter ácido del suelo, propiedades desfavorables para la formación y protección de los complejos arcillo-húmicos (Plaza et al. 2005); y finalmente el uso del suelo.

Los contenidos medios más altos de materia orgánica en las capas minerales subsuperficiales fueron encontrados en encinares de alta densidad, con un valor medio en la capa de 0-10 cm de 9.2 % y un rango de variación entre 2.8 y 16.0 %, y un valor medio de 5.4 % y un rango de variación entre 2.6 y 14.8 % en la capa de 10-20 cm. El contenido de materia orgánica en la capa 0-10 cm en las formaciones EAD es 61 %, mayor que el presentado en dehesas y un 25 % mayor que el de las formaciones EBD. En la capa de 10-20 cm el incremento del contenido de materia orgánica en las formaciones EAD respecto a las dehesas es igual que el producido en la capa de 0-10 cm, pero inferior (18 %) respecto a las formaciones EBD. Estos resultados reflejan el aumento gradual de los contenidos de materia orgánica con el aumento de la densidad arbórea.

En los primeros 20 cm del suelo el contenido medio de materia orgánica fué de 7.3 %, similar al valor medio de 7.7 % encontrado por otros autores a la misma profundidad de suelo en encinares mediterráneos (Rodá et al. 2003; González Parra y Candès Villar 2004; Traversa et al. 2008) y claramente superior a los contenidos encontrados por otros autores en suelos de encinares también de clima mediterráneo: 3.5 % encontrado por Canadell y Vilà (1992), 2.9 % encontrado por Miralles et al. (2009), ó 4.9 % encontrado por Llorente et al. (2010b) en suelos calcáreos y fuera del área de influencia de la copa. Bajo cubierta arbórea estos mismos autores han encontrado un contenido superior (6.7 %), similar al encontrado en este trabajo. Los suelos de bosques de frondosas caducas de clima mediterráneo presentan en general contenidos más altos de materia orgánica , 8.3 % (Díaz-Pinés et al. 2011) y 11.4 % (Moreno et al. 1996a) que

suelos de encinares, mientras que bosques de coníferas de clima mediterráneo presentan un amplio rango de variación entre 3.1 y 16.3 % (tabla 4.2.2.7).

El cuarto grupo, las formaciones mixtas, presenta en la capa orgánica el contenido medio más alto de materia orgánica (55.3 %), aunque las diferencias entre las formaciones de EBD (53.9 %), EAD (52.1 %) y masas mixtas son muy pequeñas. Este resultado podría ser debido al hecho de que en las formaciones mixtas además de la especie *Q. ilex* están presentes especies de coníferas cuyos restos orgánicos contienen componentes que son más difíciles de descomponer que los procedentes de especies de frondosas (Berg 2000) lo que daría lugar a una mayor acumulación de restos orgánicos en la capa orgánica del suelo.

Las formaciones mixtas presentan en la capa mineral de 0-10 cm un contenido medio de materia orgánica de 7.1 %, intermedio entre el presentado por las formaciones EBD (6.9 %) y EAD (9.2 %), reflejando el efecto que en este grupo produce la mezcla de composición de especies y la variabilidad de la densidad arbórea. Este efecto desaparece a mayor profundidad del suelo donde el contenido medio de materia orgánica (3.9 %) es, después de el de las dehesas, el contenido más bajo. En los primeros 20 cm del suelo el contenido medio de materia orgánica ha sido de 5.5 %, inferior a los contenidos de 6.2 % y 6.7 % encontrados por Hontoria et al. (1999) y Valdecantos et al. (2006) en masas mixtas de *Q. ilex* y coníferas en zonas de clima mediterráneo y claramente más inferior al contenido de 10.4 % encontrado por Díaz-Pines et al. (2011) en masas mixtas de *Q. pyrenaica* y coníferas.

En los suelos de uso agrícola, según estudio realizado dentro de la Red de metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de las capas subsuperficiales de suelos agrícolas y de pastos de España peninsular (Lopez Arias et al. 2004), el contenido medio de materia orgánica (2.5 %) es inferior al contenido medio de materia orgánica de las dos capas minerales estudiadas en los suelos bajo encinares (3.8 %).

4.2.2.4. Nitrógeno total

El nitrógeno es uno de los nutrientes que junto con el fósforo limitan más frecuentemente la producción primaria de los bosques mediterráneos. El nitrógeno se presenta también en formas gaseosas y está prácticamente ausente en los minerales de la roca madre, por lo que sus principales vías de entrada van a ser los aportes de material vegetal y biomasa microbiana al suelo y las entradas atmosféricas. El nitrógeno en los suelos forestales se encuentra principalmente en la capa orgánica y en las capas

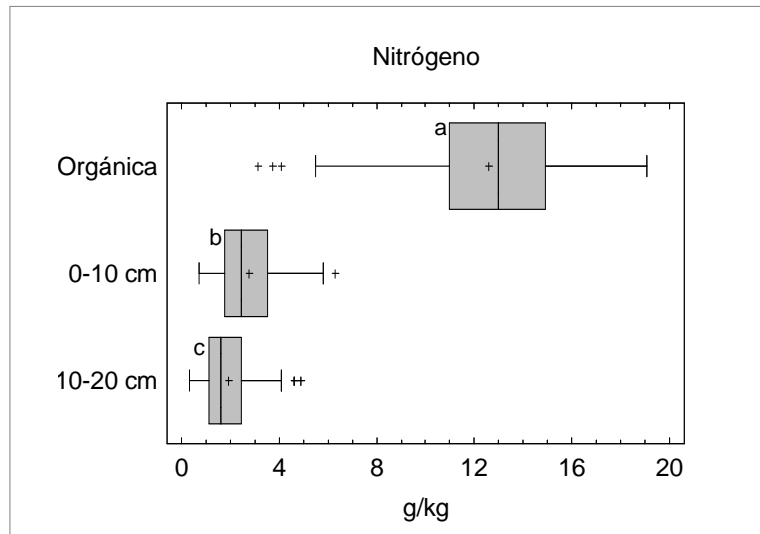
minerales superficiales, siendo un elemento que tiene importantes implicaciones a nivel de ecosistema ya que determina, en cierto modo, la calidad de la hojarasca y, por tanto, su tasa de descomposición (Gallardo y Merino 1993; Aerts 1996, 1997b).

Los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* presentan en la capa orgánica un contenido medio de N total de 12.6 g kg^{-1} , en la capa mineral de 0-10 cm un contenido medio de 2.7 g kg^{-1} y en la capa de 10-20 cm un contenido medio de 1.9 g kg^{-1} . Según la evaluación realizada por el ICP-Forests sobre suelos forestales de la Red Europea del Nivel I (EC-UN/ECE 1997), los contenidos de nitrógeno total en las capas orgánicas presentan intervalos de variación de 5 a 20 g kg^{-1} en más del 90 % de las parcelas estudiadas, mientras que en las capas superficiales y subsuperficiales los contenidos de N son inferiores, 5.3 g.kg^{-1} y 3 g.kg^{-1} , respectivamente. Los contenidos medios de N total determinados en nuestros puntos, tanto en las capas orgánicas como subsuperficiales, se encuentran por lo tanto dentro de los intervalos establecidos por el ICP- Forests.

La distribución vertical de los contenidos de nitrógeno sigue la misma tendencia que la presentada por la materia orgánica, disminuyendo dichos contenidos significativamente ($p < 0.001$) con la profundidad del suelo (Fig. 4.2.2.25). La disminución del contenido medio de N es menos acusada que en el caso de la materia orgánica; así en los primeros 10 cm del suelo el contenido medio de N disminuye un 79 % frente a la disminución del 88 % de la materia orgánica, al aumentar en profundidad (10-20 cm) la disminución del contenido medio de N fue del 30 % frente a la disminución del 41 % de la materia orgánica.

Esta disminución tan brusca de los contenidos de N con la profundidad del suelo, al igual que en el caso de la materia orgánica descrita en el apartado anterior, es propia de suelos forestales, siendo la disminución de los contenidos de N más progresiva en el caso de suelos agrícolas (Papini et al. 2011). La acusada disminución del contenido de N total con la profundidad de suelo en las capas minerales subsuperficiales puede ser debida al aumento de la velocidad de mineralización del N con la profundidad del suelo, propio de zonas de clima mediterráneo donde el déficit hídrico en los horizontes superficiales es un fuerte factor limitante de la actividad microbiana (Rovira y Vallejo 1997; González Parra y Candàs Villar 2004).

Figura 4.2.2.25. Diagrama de cajas y análisis anova del contenido de nitrógeno total en la capa orgánica y capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm

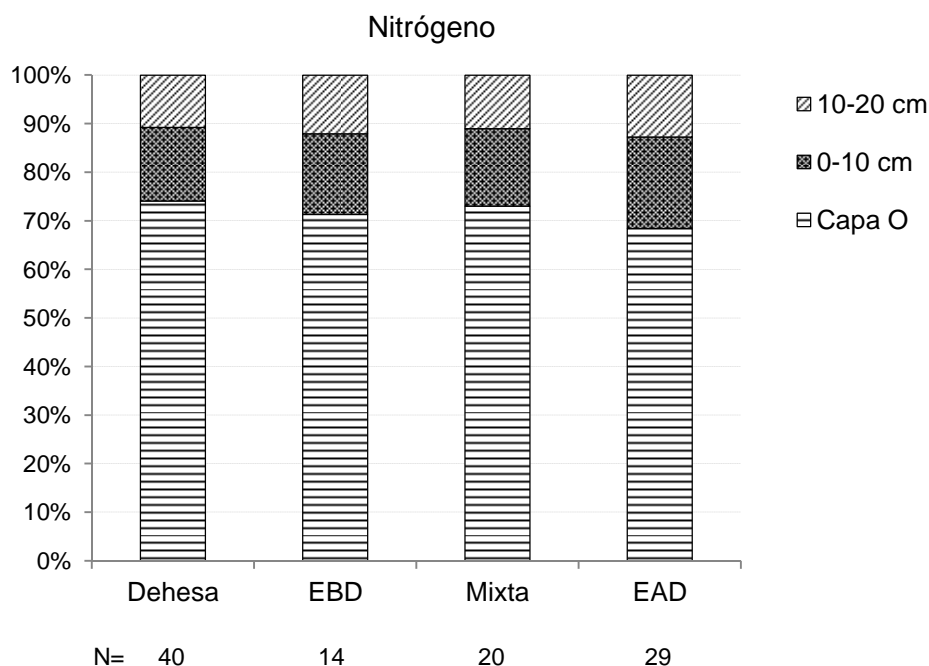


En los puntos de *Q. ilex* estudiados el tipo de formación forestal no influye en la variación del contenido de nitrógeno total con la profundidad del suelo (Fig. 4.2.2.26), ya que en las cuatro formaciones forestales los contenidos medios de nitrógeno disminuyen en una proporción semejante: en los primeros 10 cm del suelo el contenido medio de N disminuye en las formaciones de dehesas un 79 %, en las formaciones EBD un 77 %, un 73 % en las formaciones EAD y por último un 79 % en las formaciones mixtas. Al aumentar la profundidad a 10-20 cm el contenido medio de N disminuye un 30 % en las dehesas, un 28 %, en EBD, un 32 % en EAD y por último un 31 % en masas mixtas. Estos resultados indican que ni la densidad arbórea, ni la composición de especies influyen de forma significativa en la distribución vertical de los contenidos de nitrógeno en el suelo.

Otros autores tampoco han encontrado en capas minerales subsuperficiales un efecto acusado del tipo de especie arbórea en la disminución del contenido de nitrógeno con la profundidad del suelo (Vesterdal et al. 2008). Sin embargo en suelos estudiados en el Sistema Central español, si se han encontrado, según el tipo de vegetación, diferencias en el grado de disminución del contenido de nitrógeno con la profundidad del suelo. Así los suelos bajo especies de coníferas presentan una disminución más acusada de los contenidos de nitrógeno que los suelos bajo especies de frondosas caducas, presentando los bosques mixtos disminuciones intermedias entre ambos (Díaz-Pinés et al. 2011). Algunos autores han encontrado que el uso del suelo influye en la distribución vertical del contenido de nitrógeno, encontrándose disminuciones más acusadas de los contenidos

de nitrógeno en suelos forestales, que en suelos cultivados (Llorente et al. 2010b; Papini et al. 2011).

Figura 4.2.2.26. Distribución en porcentaje de los contenidos medios de nitrógeno total a lo largo del perfil del suelo según diferentes formaciones forestales: dehesas, encinares de baja densidad (EBD), encinares de alta densidad (EAD) y masas mixtas. N es nº de puntos pertenecientes a cada formación forestal.

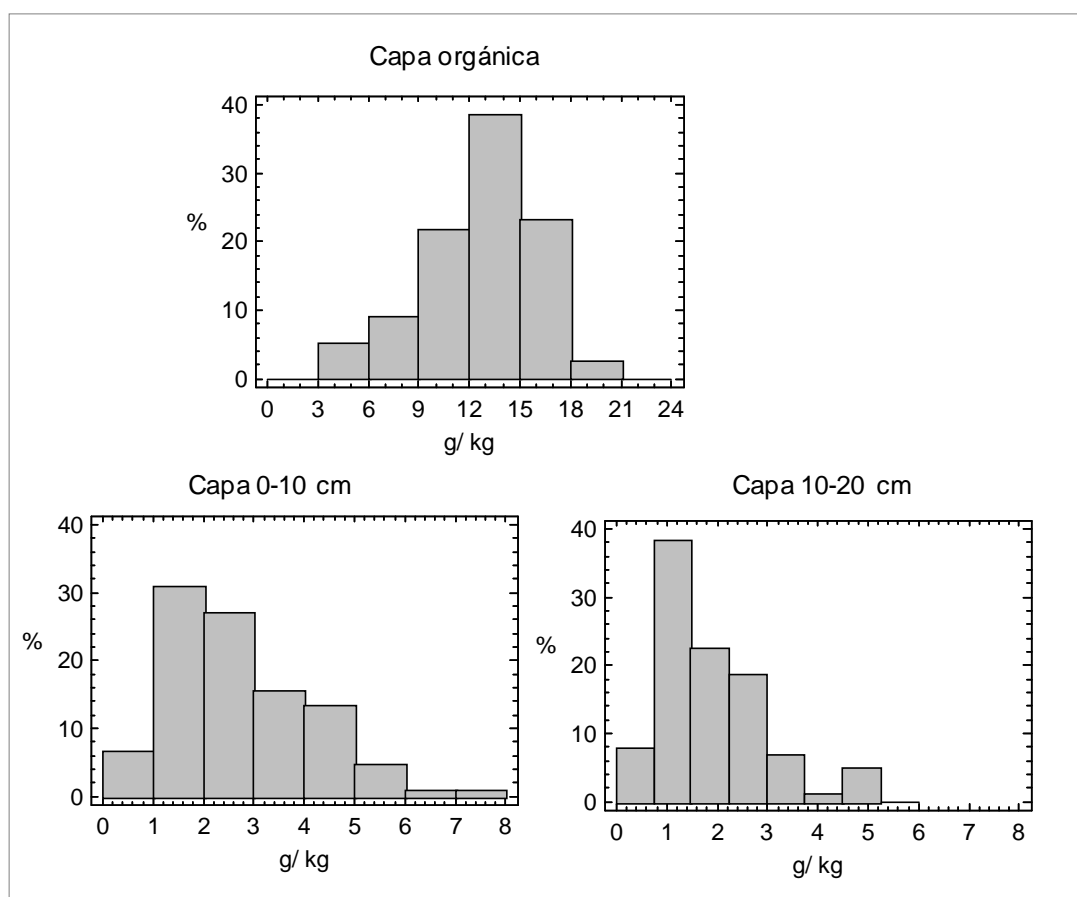


En la bibliografía se han encontrado en horizontes minerales de suelos de dehesas, una disminución más acusada del contenido de N total con la profundidad del suelo, que el determinado en las dehesas estudiadas en este trabajo, con porcentajes de disminución del 68 % (Dahlgren et al. 1997), 45 % (Randy et al. 2003), ó 40 % (Moreno et al. 2007a). En horizontes minerales de suelos de bosques mixtos, Díaz-Pinés et al. (2011) han encontrado porcentajes de disminución del contenido de nitrógeno muy similares (31 %) al encontrado en este estudio en suelos de masas mixtas. Mientras que en horizontes minerales de suelos desarrollados bajo especies de *Quercus* caducifolios se han encontrado disminuciones más acusadas (45%) del contenido de nitrógeno con la profundidad del suelo, que las obtenidas en este estudio bajo la especie *Q. ilex*.

Las diferencias entre la capa orgánica y las minerales, en cuanto al contenido de nitrógeno total, se manifiesta no solo en los niveles sino también en su distribución (Fig. 4.2.2.27). En la capa orgánica la distribución de las clases de contenidos de N es

acusadamente simétrica, siendo la clase 4 de rango intermedio (de 12 a 15 g kg⁻¹) la más frecuente. El 82 % de las capas orgánicas presentan contenidos de nitrógeno total entre 9.0 y 18.0 g kg⁻¹. Las capas minerales sin embargo presentan una distribución asimétrica moderada, con desplazamiento hacia la derecha, siendo en la capa de 0-10 cm la clase 2 (de 1 a 2 g kg⁻¹) y clase 3 (de 2 a 3 g kg⁻¹) las más frecuentes. En La capa mineral subyacente la clase 2 de rangos más inferiores (de 0.8 a 1.2 g kg⁻¹) es la más frecuente. El 66 % de las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm presenta contenidos de N entre 1.0 y 4.0 g k⁻¹ por lo que los contenidos de N en la mayoría de los suelos estudiados se encuentran dentro de los intervalos encontrados por el ICP-Forests (EC-UN/ECE 1997).

Figura 4.2.2.27. Histograma de frecuencias (porcentaje) de contenido de nitrógeno total en la capa orgánica y capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm



Los contenidos totales de N presentan un amplio rango de variación, sobre todo en la capa orgánica con una variación de 16 g kg⁻¹. Esta variación refleja la influencia que factores como la cantidad de componentes minerales en la capa orgánica, tipo de vegetación y condiciones climáticas tienen sobre la cantidad total de N almacenado en la

capa orgánica, la cual está determinada por el equilibrio entre la producción de biomasa y la descomposición de la materia orgánica.

Los contenidos de nitrógeno total en las capas minerales, al igual que en el caso de la materia orgánica, aumentan con la disminución de las temperaturas (Fig. 4.2.2.28), ya que las bajas temperaturas son un factor limitante de la actividad microbiana del suelo disminuyendo la velocidad de mineralización. También aumentan con las precipitaciones, especialmente las del periodo estival, debido principalmente a una mayor producción de biomasa, aunque un exceso de humedad también puede producir inhibición de la actividad microbiana al favorecer la creación de un ambiente anaeróbico.

Las temperaturas influyen de manera más significativa en los contenidos totales de nitrógeno aunque las variables climáticas influyen en los contenidos de nitrógeno de manera menos significativa que en el caso de la materia orgánica (Fig. 4.2.2.28). En pastizales de clima alpino situados en los Pirineos las temperaturas y el régimen de precipitaciones influyen de forma inversa a los puntos de encina estudiados de clima principalmente mediterráneo, aumentando el contenido de N con la temperatura y disminuyendo con las precipitaciones (García-Pausas et al. 2007).

La influencia de los factores anteriormente descritos, se refleja en la variación geográfica de los contenidos totales de N tanto en las capas orgánicas (Fig.4.2.2.29) como minerales (Fig. 4.2.2.30) de los puntos de encina estudiados.

Existe un predominio de puntos cuyas capas orgánicas presentan contenidos totales intermedios de N, entre 9 y 15 g kg⁻¹. Los puntos que presentan mayor contenido total de N se sitúan en gran parte en el Sistema Ibérico y región oeste del Sistema Central, regiones que presentan influencia continental con inviernos fríos y pluviosidad variable, condiciones que pueden resultar desfavorables para la descomposición de la materia orgánica lo que puede contribuir a un elevado contenido de N en los restos orgánicos aportados al suelo.

Figura 4.2.2.28. Análisis de regresión entre el contenido medio de nitrógeno de la capa 0-20 cm y las variables climáticas: temperatura media anual (TMA), temperatura media estival (TMV), precipitación media anual (PMA), precipitación media estival (PMV) y relación P/T.

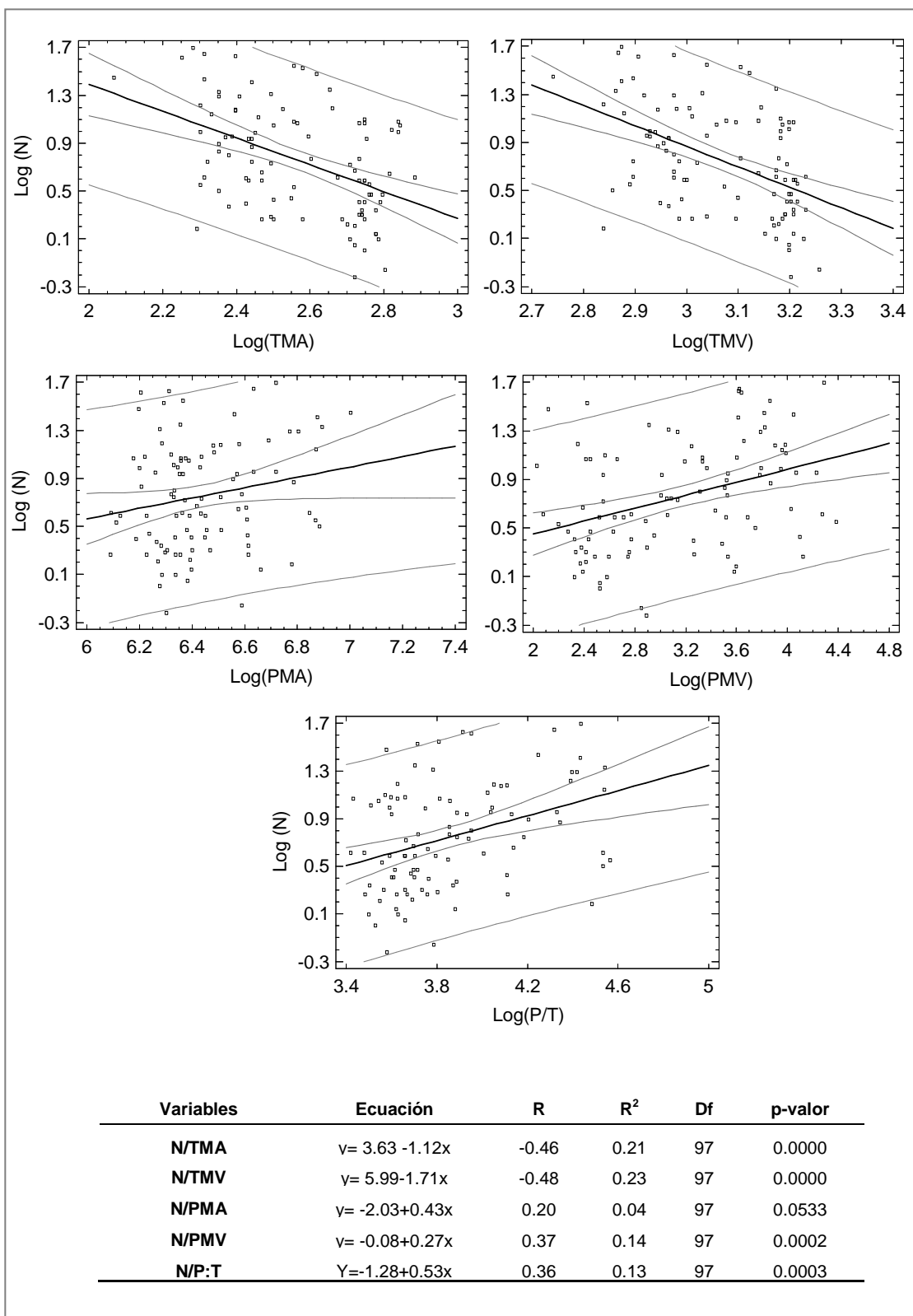


Figura 4.2.2.29. Distribución geográfica de los contenidos de nitrógeno total en las capas orgánicas (n=78) de los puntos de estudiados.

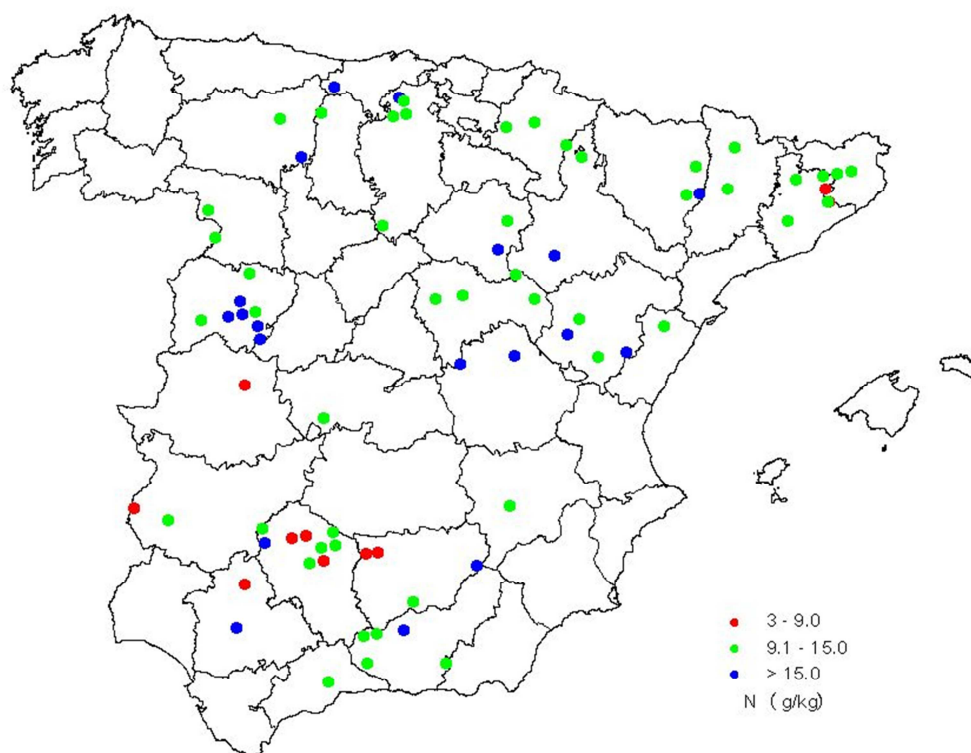
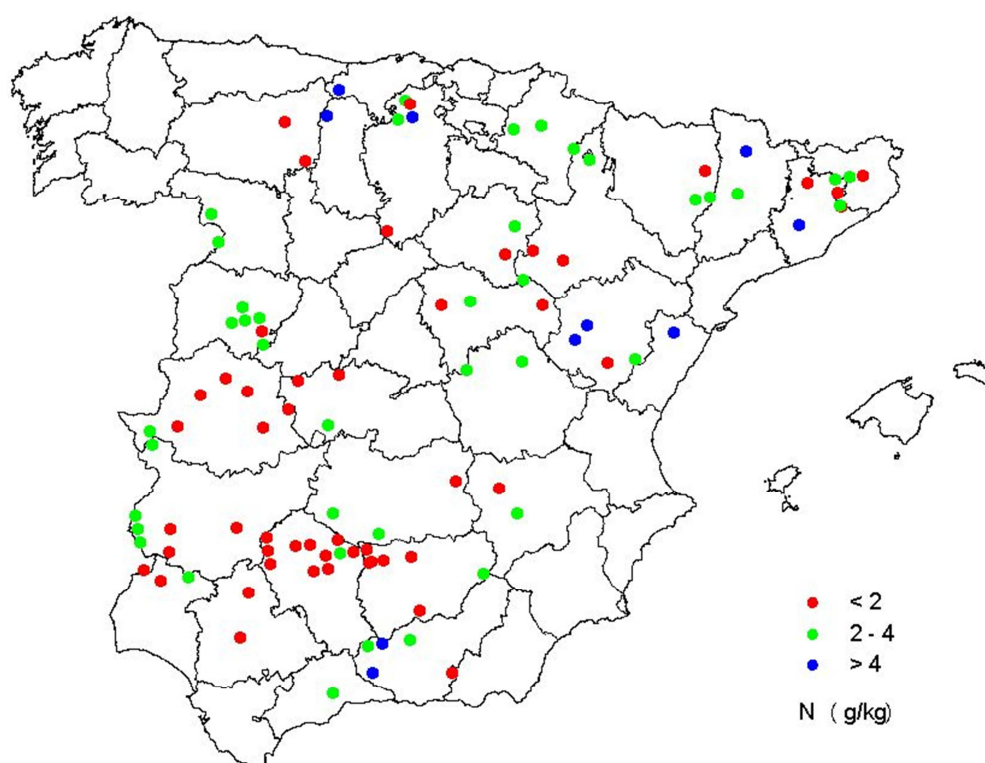


Figura 4.2.2.30. Distribución geográfica de los contenidos de nitrógeno total. Los datos son valores medios de las capas minerales subsuperficiales 0-10 cm y 10-20 cm. N=100



Sin embargo los contenidos de N total en las capas minerales subsuperficiales (0-20 cm) presentan, en la mayor parte de los suelos estudiados, valores bajos e intermedios. Los valores más bajos se sitúan principalmente en puntos de la zona oeste de la Submeseta Sur y en la zona de Sierra Morena, regiones de clima semiárido y acentuada continentalidad y cuyas formaciones forestales predominantes son las dehesas de encina con escaso aporte de material vegetal que contribuye a los bajos contenidos totales de N en el suelo mineral.

El nitrógeno junto con el carbono y el fósforo son los componentes mayoritarios de la materia orgánica en el suelo, cuya fuente principal son los restos orgánicos incorporados al suelo, por lo que se asume que las relaciones entre dichos componentes están asociadas a los contenidos de la materia orgánica presente en el suelo. En los suelos objeto de este estudio se han encontrado correlaciones significativas ($p < 0.01$) elevadas entre el contenido de N total y el contenido de materia orgánica tanto en la capa orgánica ($R=0.84$) como en las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm ($R=0.93$) y 10-20 cm ($R=0.86$). Mediante análisis de regresión se han establecido modelos ajustados para describir las relaciones entre los contenidos de N total y los contenidos de materia orgánica en las tres profundidades de suelo estudiadas (Fig. 4.2.2.31). Se han obtenido coeficientes de correlación más elevados de las variables estudiadas en las capas minerales subsuperficiales del suelo que en las capas orgánicas; esto puede ser debido a que en los suelos minerales la mayoría de los restos orgánicos están en un avanzado estado de humificación y evolucionan dando lugar a elevados contenidos de N total.

Similares coeficientes de correlación entre el contenido total de N y el contenido de materia orgánica han sido encontrados por otros autores en horizontes minerales de suelos bajo vegetación mediterránea (Papini et al. 2011), en suelos forestales del norte de España bajo diferentes especies de *Quercus* (Ganuza y Almendros 2003) y en suelos de bosques mixtos de *Q. ilex* con especies de coníferas en zonas de clima mediterráneo del sur de España (Miralles et al. 2009).

En la capa orgánica los contenidos medios de N total varían desde 5.9 g kg^{-1} en suelos con contenidos medios de materia orgánica inferiores a 30 % a 14.8 g kg^{-1} en suelos con contenidos medios de materia orgánica comprendidos entre 60 y 90 %. En las capas minerales subsuperficiales de 0-10 cm, los contenidos medios de N total varían desde 1.2 g kg^{-1} en suelos con contenidos medios de materia orgánica inferiores a 3 % hasta 4.7 g kg^{-1} en suelos con contenidos superiores a 9 % de materia orgánica y de 1.0

g kg⁻¹ a 3.7 g kg⁻¹ de N total en suelos con contenidos de materia orgánica en la capa mineral de 10-20 cm entre 0-2 % y mayores de 6 % respectivamente (Fig. 4.2.2.32).

Figura 4.2.2.31. Análisis de regresión entre el contenido total de nitrógeno y el contenido de materia orgánica en las tres profundidades de suelo.

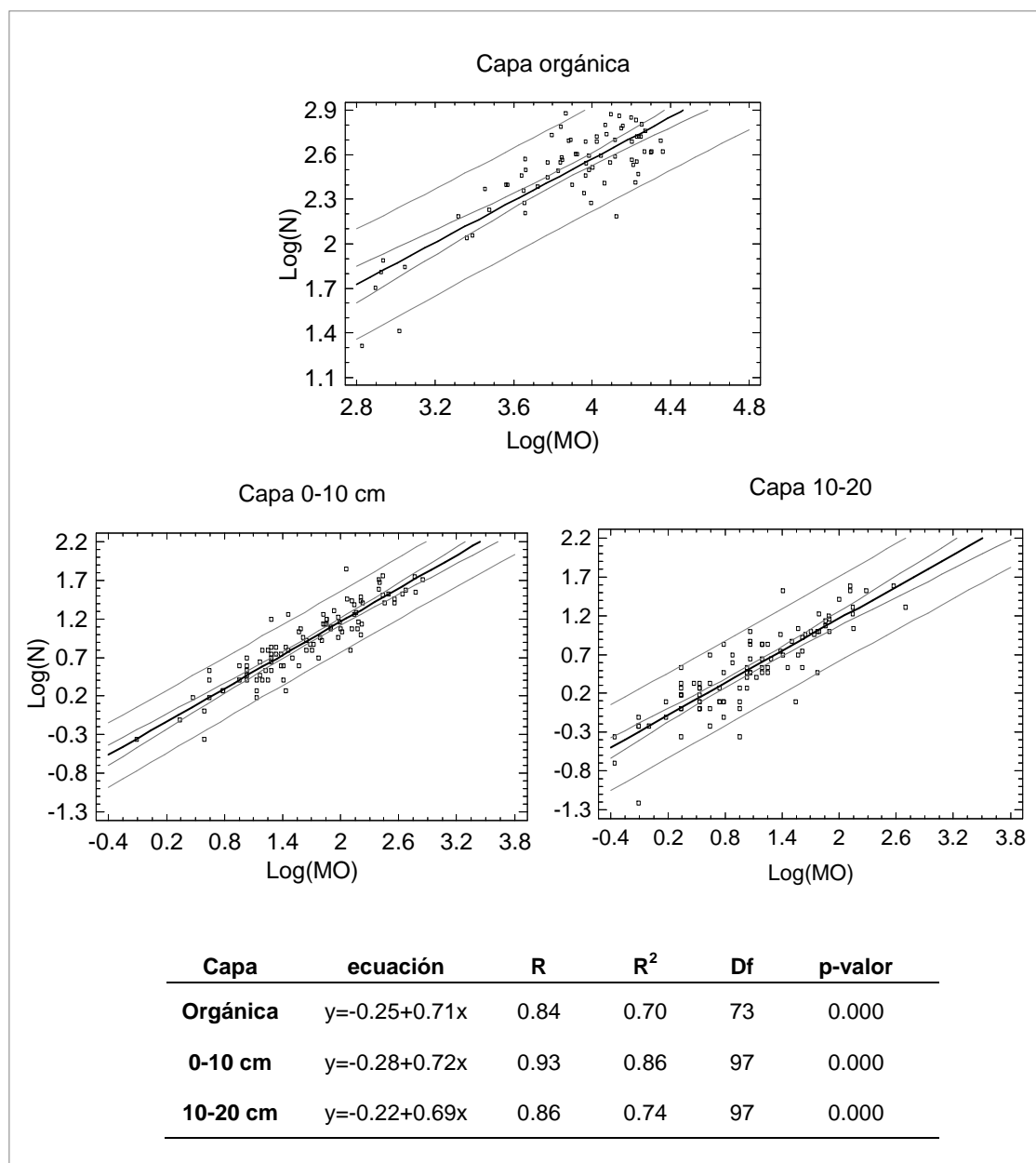
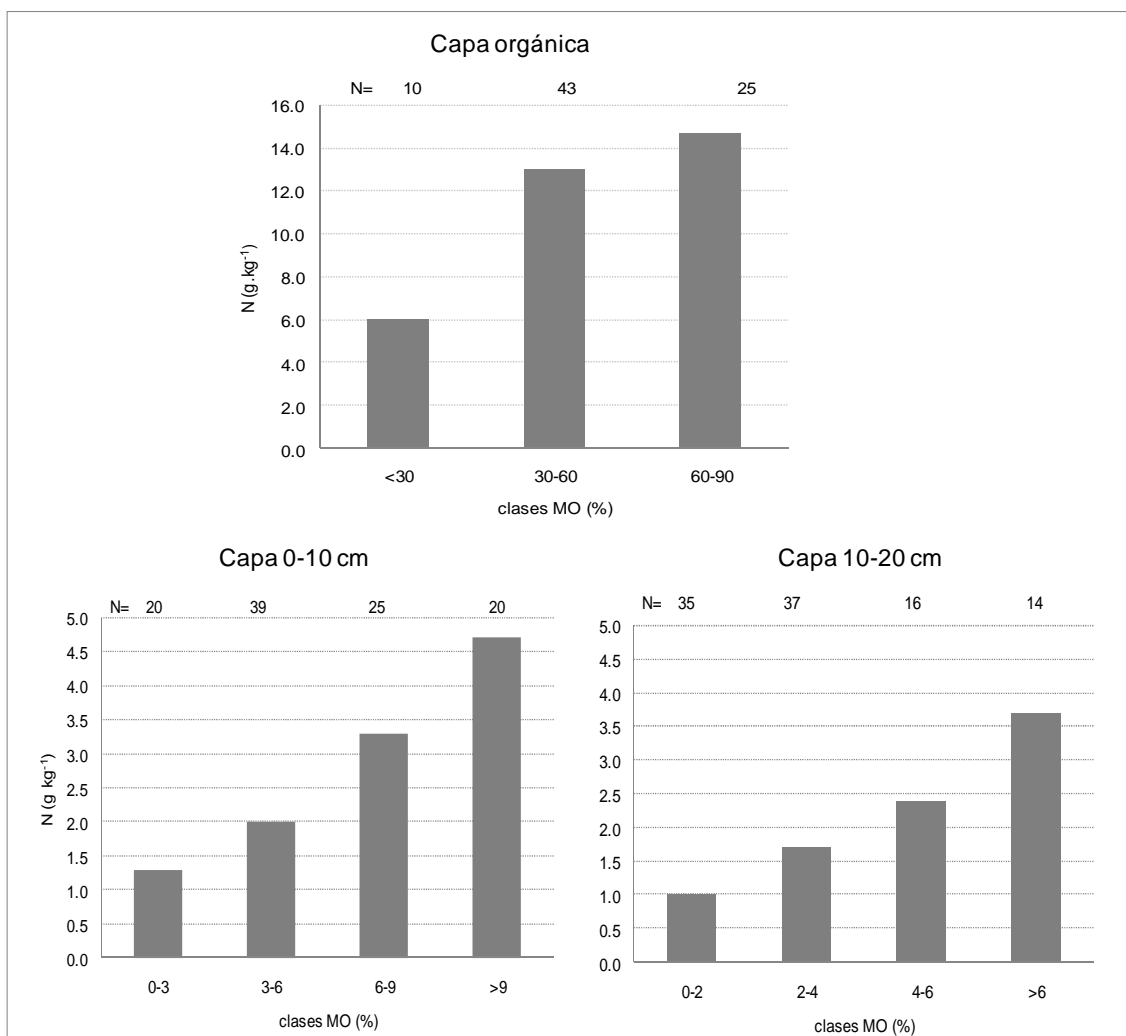
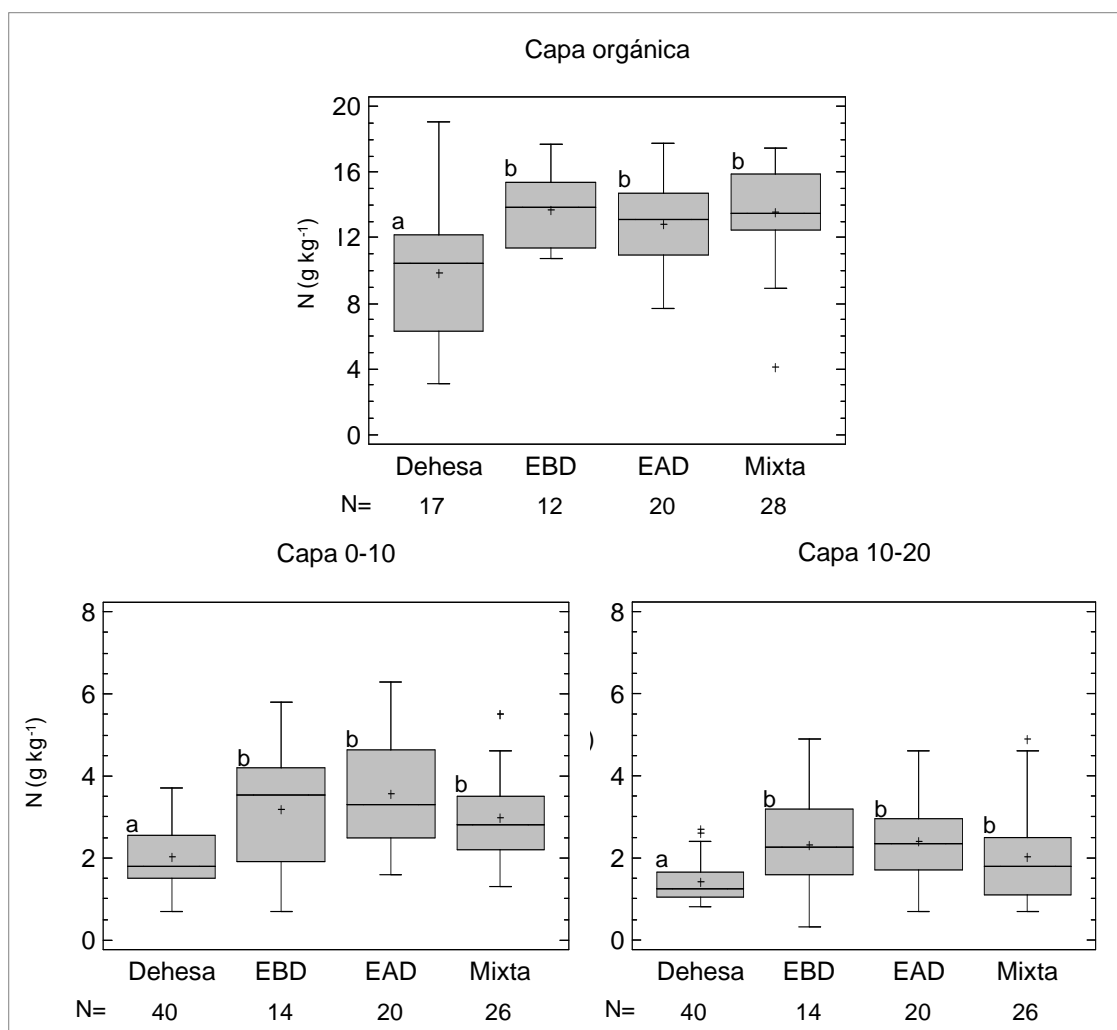


Figura 4.2.2.32. Contenidos medios de N total (g kg^{-1}) según diferentes clases de contenido de materia orgánica (porcentaje) en las tres profundidades de suelo estudiadas.



El tipo de especie arbórea dominante en un ecosistema forestal afecta a las propiedades del suelo mediante una serie de factores tales como, la calidad de la capa orgánica que viene determinada entre otros factores por el contenido de materia orgánica, el contenido de N total o la relación C:N que van a influir en la velocidad de descomposición (Binkley y Valentine 1991; Ulery et al. 1995; Augusto et al. 2002; Rutigliano et al. 2004; Sariyildiz et al. 2005; Sánchez et al. 2008; Traversa et al. 2008; Marcos et al. 2010). Para estudiar la posible influencia que el tipo de vegetación, la densidad arbórea y el uso del suelo, en el caso de sistemas agroforestales (dehesas), pueda ejercer sobre el contenido de nitrógeno tanto en la capa orgánica como en las capas minerales de los suelos estudiados, se ha realizado un análisis anova del contenido total de nitrógeno según las diferentes formaciones forestales de *Q. ilex* (Fig. 4.2.2.33).

Figura 4.2.2.33. Diagrama de cajas y análisis de anova de los contenidos de nitrógeno total en las tres profundidades de suelo estudiadas según las diferentes formaciones forestales: dehesas, encinares de baja densidad (EBD), encinares de alta densidad (EAD) y masas mixtas.



La variabilidad de los contenidos de nitrógeno en el suelo según el tipo de formación forestal tiene una fuerte similitud a la de los contenidos de materia orgánica. Las formaciones de dehesas presentan tanto en la capa orgánica como en las capas minerales contenidos totales medios de nitrógeno significativamente ($p < 0.01$) más bajos que el resto de las formaciones forestales. El contenido medio de N en la capa orgánica de suelos dehesas es de 9.88 g kg^{-1} , siendo este valor inferior al encontrado por Moyano et al. (2004) en capas orgánicas de dehesas de *Q. pyrenaica* de clima mediterráneo, que presentaron un contenido medio de N de 11.2 g kg^{-1} . El resto de las formaciones forestales presentan contenidos medios más elevados y similares entre sí, así las formaciones EBD presentan un contenido medio de N de 13.68 g kg^{-1} , las formaciones de EAD un

contenido medio de 12.86 g kg⁻¹ y las formaciones mixtas un contenido medio de 13.53 g kg⁻¹. Los contenidos de N obtenidos en estas tres últimas formaciones de encina coinciden con el obtenido por Traversa et al. (2008) en horizontes orgánicos de suelos de encinares de clima mediterráneo (14.6 g kg⁻¹). Otros autores sin embargo han obtenido contenidos de N más bajos (7.9 g kg⁻¹) (González Parra y Candàs Villar 2004). En suelos forestales bajo especies de coníferas de clima mediterráneo se han obtenido en horizontes orgánicos contenidos de N inferiores: 9.6 g kg⁻¹ (Traversa et al. 2008) y 8.2 g kg⁻¹ (Moyano et al. 2004); sin embargo en bosques de coníferas del norte de Europa se han encontrado contenidos de N superiores (14.9 g kg⁻¹) (Prietz et al. 2006).

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que en las capas orgánicas la densidad arbórea no tiene un efecto significativo en el contenido de N, debido a que no hay un aumento progresivo del contenido de N con el aumento de la densidad arbórea, hecho que podría esperarse por una mayor incorporación de restos orgánicos al suelo. Tampoco el tipo de vegetación ha influido en los contenidos de N al presentar las formaciones mixtas, en las que además de la especie *Q. ilex* están presentes especies de coníferas y otras querquínaceas, un contenido medio de N similar al resto de las formaciones. Estos resultados parecen indicar que otros factores como el clima ó el uso del suelo, entre otros, influyen de forma más significativa en el contenido de N presente en las capas orgánicas de los suelos estudiados, afectando principalmente a la dinámica de descomposición y mineralización de la materia orgánica. Sin embargo, otros autores han encontrado que en horizontes orgánicos los contenidos de N están fuertemente influenciados por el tipo de especie forestal (Vestergaard et al. 2008).

En las capas minerales, al igual que en el caso de las capas orgánicas, las formaciones de dehesas presentan contenidos medios totales de N significativamente ($p < 0.01$) más bajos que el resto de las formaciones forestales. Así en la capa de 0-10 cm el contenido medio de N en dehesas es de 2.03 g kg⁻¹ frente a contenidos de 3.20 g kg⁻¹ en formaciones de EBD, 3.56 g kg⁻¹ en EAD y 2.97 g kg⁻¹ en formaciones mixtas. En la capa de 10-20 cm los contenidos medios de N siguen la misma tendencia que la presentada en la capa de 0-10 cm, las formaciones de dehesas presentan un contenido medio de N de 1.43 g kg⁻¹, 2.31 g kg⁻¹ las formaciones de EBD, 2.40 g kg⁻¹ las formaciones de EAD y 2.04 g kg⁻¹ las formaciones mixtas.

Aunque las formaciones EBD, EAD y mixtas no presentan diferencias significativas entre los contenidos medios de N, si existe un aumento progresivo de dichos contenidos con el aumento de la densidad arbórea, presentando las formaciones

mixtas valores intermedios entre los presentados en dehesas y EBD y EAD, debido al hecho de que las formaciones mixtas son las más heterogéneas en cuanto a la densidad y composición arbórea.

En dehesas la heterogeneidad en la distribución de los contenidos de N en las capas minerales del suelo, al igual que ocurre con la materia orgánica, es debida principalmente a la presencia de los árboles y a la distribución de la capa herbácea. En diversos estudios se ha determinado un descenso progresivo de los contenidos de N desde el tronco de los árboles hacia la zona fuera del área de influencia de la copa, debido principalmente al efecto positivo del árbol en la fertilidad del suelo. Este efecto ha sido observado especialmente en sistemas agroforestales (Dahlgren et al. 1997; Gallardo et al. 2000b; Menenzes et al. 2002; Randy et al. 2003; Scott et al. 2011) con una disminución de aproximadamente un 20 % en el contenido de nitrógeno en suelos de dehesa muestreados a una distancia de 5 m del tronco del árbol (Obrador-Olán et al. 2004). Por lo tanto incrementos en la densidad arbórea deberían producir un aumento de los contenidos de N en el suelo. Estos resultados son corroborados en las capas minerales de los suelos estudiados, así en la capa de 0-10 cm los suelos de EBD los contenidos medios de N presentan un incremento del 36 % respecto a los suelos de dehesas, mientras que los suelos de EAD presentan un incremento del 43 % respecto a las dehesas y de un 10 % respecto a EBD.

Los bajos contenidos de N obtenidos en los suelos de dehesas estudiados pueden ser debidos a diversos factores entre los que se encuentran: (1) el tipo de muestro realizado, ya que el suelo se ha muestreado fuera del área de influencia de la copa, obteniendo por lo tanto resultados más bajos que los que se hubieran obtenido si se hubiera muestreado bajo la copa; (2) la baja densidad arbórea dando lugar a una menor producción de biomasa y por lo tanto a una menor cantidad de restos orgánicos incorporados al suelo; (3) el clima, altas temperaturas propias de las zonas en las que están presentes estas formaciones pueden favorecer la rápida mineralización de la materia orgánica en el suelo; (4) las propiedades físico-químicas del suelo como el bajo porcentaje de arcilla y el carácter ácido del suelo, propiedades desfavorables para la formación y protección de los complejos arcillo-húmicos; y (5) el uso del suelo, practicas de laboreo y pastoreo dan lugar a pérdidas de materia orgánica, desprotección del suelo y aceleración de la mineralización de los compuestos orgánicos (Dahlgren et al. 1997; Obrador-Olán et al. 2004).

Teniendo en cuenta que el muestreo de suelos se ha realizado fuera del área de influencia de la copa, el contenido medio de nitrógeno obtenido en los primeros 20 cm de suelo en dehesas (1.7 g kg^{-1}) ha sido similar al obtenido por Gallardo et al. (2000), pero en capas más superficiales (0-5 cm) de suelos muestreados también en zonas abiertas de dehesas de *Q. ilex* en el Suroeste de España (1.6 g kg^{-1}). Otros autores sin embargo han obtenido en capas superficiales (0-20 cm) de suelos en zonas abiertas de dehesas del Centro-Oeste peninsular contenidos de N inferiores a los obtenidos en este trabajo: 1.1 g kg^{-1} (Moreno et al. 2007) y 0.8 g kg^{-1} (Obrador-Olán et al. 2004). En capas minerales (0-10 cm) de zonas abiertas de dehesas de *Q. douglasii* en California se han encontrado sin embargo contenidos de N más elevados (3.0 g kg^{-1}). La variabilidad de los contenidos de N encontrados en suelos de zonas abiertas de dehesas, situadas todas ellas en zonas de clima mediterráneo dentro de la Península, puede ser debida (aparte de las posibles diferencias en cuanto al microclima) a los posibles diferentes usos que se hayan aplicado tales como cultivo, pastoreo ó abandono del uso silvopastoral. El contenido medio más elevado de N encontrado en los suelos de dehesas estudiados en este trabajo se asemeja más al contenido de N encontrado en suelos de dehesas abandonadas (2.1 g kg^{-1}) según Tárrega et al. (2009). Las dehesas abandonadas tienen contenidos de N más altos que las dehesas con uso agrícola o pastoral (Moreno et al. 2007) debido principalmente a la invasión de especies arbustivas que van a mejorar la fertilidad del suelo a largo plazo incrementando el nitrógeno orgánico (Tárrega et al. 2009).

Las formaciones de EAD presentan en la capa mineral de 0-20 cm un contenido medio de N de 3.0 g kg^{-1} , dicho contenido se encuentra dentro del rango de valores encontrados en la bibliografía en capas minerales subsuperficiales de suelos de encinares españoles de clima mediterráneo, y que varían desde 1.4 g kg^{-1} (Canadell y Vilà 1992; Ganuza y Almendros 2003;) a 4.2 g kg^{-1} (Traversa et al. 2008). Valores intermedios y similares a los obtenidos en este trabajo han sido encontrados por otros autores (Rodá et al. 1999; Robles et al. 2000; González Parra y Candàs Villar 2004; Miralles et al. 2009; Llorente et al. 2010b). En suelos bajo especies de coníferas de clima mediterráneo se han encontrado contenidos de N en general superiores con valores que varían desde 2.3 a 7.3 g kg^{-1} (Ganuza y Almendros 2003, Traversa et al. 2008; Miralles et al. 2009; Llorente y Turrión 2010; Llorente et al. 2010b; Marcos et al. 2010; Díaz-Pinés et al. 2011). Pastizales de clima atlántico y alpino dentro de la Península presentan contenidos de N mucho más elevados 5.4 y 6.3 g kg^{-1} (Ganuza y Almendros 2003; García-Pausas et al. 2008).

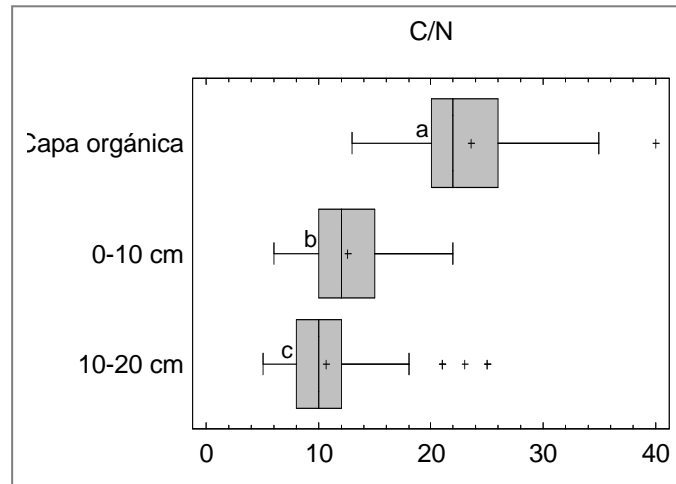
4.2.2.5. Relación C/N

La cantidad de materia orgánica en un suelo depende principalmente de los restos vegetales y animales aportados al suelo y de la velocidad de descomposición de los mismos. Está influenciada por la edad de la vegetación del suelo, por el medio mineral y por las condiciones climáticas, principalmente humedad y temperatura, que van a influir en la actividad microbiana.

El estado de descomposición de la materia orgánica en un suelo y la disponibilidad de nitrógeno por la planta puede establecerse de forma característica mediante la relación C/N que presente el suelo. Dicha relación es utilizada ampliamente como indicador de la calidad del suelo y de los restos orgánicos, así como indicador de la saturación y consecuentemente de la pérdida de N dentro de los ecosistemas (Gundersen et al. 1998; Kristensen et al. 2004; Vesterdal et al. 2008). En un suelo los valores de la relación C/N se encuentran entre los valores de C/N que presenta el material vegetal, el cual se encuentra en diferentes estados de descomposición (que varía entre 20 y 30) y los valores de C/N que presentan los microorganismos del suelo y que oscila entre 5 y 10 (Brady y Weil 1996). En un suelo agrícola el intervalo es $8 < C/N < 14$ con un óptimo de 10, mientras que en un suelo forestal se considera aceptable para horizontes superficiales valores de C/N inferiores a 22 (Porta et al. 1994).

Las capas orgánicas de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* presentan un valor medio de C/N de 24 y un rango de variación entre 13 y 40 (Tabla 4.2.2.1). El valor medio de C/N en las capas minerales de 0-10 cm es 13 (Tabla 4.2.2.2) y disminuye un 46% respecto al de las capas orgánicas, mientras que en las capas minerales de 10-20 cm el valor de C/N es 11 y disminuye un 54 % respecto al de las capas orgánicas y un 15% respecto a la capa de 0-10 cm. La distribución vertical de la relación C/N sigue por tanto la misma tendencia que los contenidos de nitrógeno y de materia orgánica presentando los valores medios de C/N diferencias significativas entre las tres capas estudiadas (Fig. 4.2.2.34).

Figura 4.2.2.34. Diagrama de cajas y análisis anova de los valores de C/N en las tres profundidades de suelo estudiadas



Las disminuciones de la relación C/N con la profundidad del suelo indica por lo tanto una mayor mineralización de la materia orgánica en los horizontes más subsuperficiales. Disminuciones de la relación C/N con la profundidad del suelo también han sido encontradas por otros autores, aunque el grado de disminución depende de la especie forestal y del uso del suelo, presentando los suelos forestales en general una disminución más notable de la relación C/N que la presentada en los suelos cultivados (Evrendilek et al. 2004; Prietzel y Stetter 2006; Schulp et al. 2008; Vesterdal et al. 2008; Llorente et al. 2010; Wang et al. 2010; Díaz-Pinés et al. 2011; Papini et al. 2011).

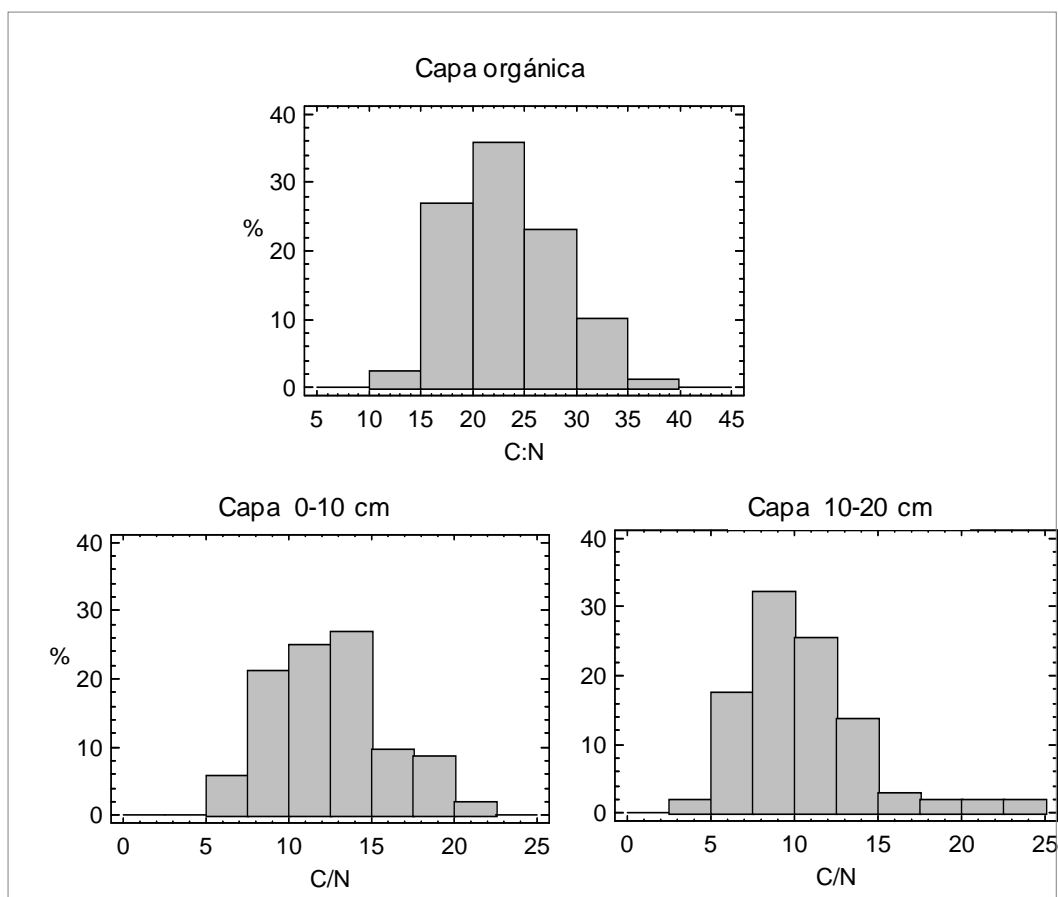
Según evaluación del ICP-Forests sobre suelos forestales de la Red Europea del Nivel I (EC-UN/ECE 1997), la relación C/N en los horizontes orgánicos presenta valores comprendidos entre 20 y 40 en el 80 % de las parcelas estudiadas. Se trata de un amplio rango de variación debido a los diferentes tipos de clima y suelos europeos, de tal modo que países del norte de Europa presentan relaciones C/N con valores próximos a 40, asociados principalmente a la presencia de capas orgánicas con predominio de humus tipo moor, propio de suelos forestales de coníferas. El valor medio de C/N obtenido en las capas orgánicas de los suelos de encina estudiados en el presente trabajo se encuentran por lo tanto dentro del intervalo obtenido por EC-UN/ECE (1997) pero se sitúa más próximo al extremo inferior de dicho intervalo.

Las capas superficiales y subsuperficiales de los suelos forestales evaluadas por EC-UN/ECE (1997) presentan valores comprendidos entre los intervalos 12-33 y 10-30 respectivamente, encontrándose los valores medios de C/N obtenidos en las capas minerales de los suelos estudiados en este trabajo dentro de dichos intervalos, aunque al

igual que en el caso de las capas orgánicas, dichos valores se sitúan más próximos al extremo inferior de dichos intervalos.

Las diferencias entre la capa orgánica y las minerales, en cuanto a los valores de C/N, se manifiesta no solo en los niveles sino también en su distribución (Fig. 4.2.2.35).

Figura 4.2.2.35. Histograma de frecuencias de la relación C/N en la capa orgánica y capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm.



En la capa orgánica el 64 % de los valores obtenidos de C/N están entre 15 y 25 aunque la clase más frecuente corresponde a los valores comprendidos entre 20 y 25, presentando una distribución con ligera asimetría hacia la derecha (Fig. 4.2.2.35). Las capas minerales subsuperficiales también presentan asimetría moderada hacia la derecha. En la capa mineral de 0 a 10 cm el mayor porcentaje de valores de C/N obtenidos están entre 10 y 15, mientras que en las capas subyacentes está entre 8 y 12. El 43 % de los suelos estudiados bajo encina presentan en las capas minerales valores de C/N inferiores a las clases más frecuentes encontradas por el ICP-Forests, estos valores parecen indicar que se trata de suelos en los que la materia orgánica este más transformada y con una mayor mineralización.

La relación C/N al ser un indicador de la velocidad de descomposición de la materia orgánica en el suelo depende de los factores climáticos. Para estudiar la influencia de dichos factores se ha realizado un análisis de regresión de las relaciones C/N obtenidas en las capas orgánicas y minerales y las variables climáticas estudiadas. Como resultado de dicho análisis se ha constatado que en las capas orgánicas las variables climáticas no influyen de forma significativa en las relaciones C/N, mientras que en la capa mineral de 0-20 cm si se han constatado relaciones significativas de la relación C/N con la temperatura y precipitación (Fig. 4.2.2.36). La influencia de las variables climáticas en la relación C/N es similar a la obtenida por dichas variables en el contenido de materia orgánica, constatándose correlaciones significativas más elevadas de la relación C/N con la temperatura, que con la precipitación.

El aumento de las temperaturas, en especial la temperatura estival, produce una disminución de la relación C/N, ya que elevadas temperaturas favorecen la actividad biológica, aumentando por tanto la velocidad de descomposición de la materia orgánica en el suelo. El aumento de las precipitaciones, especialmente las estivales, está relacionado sin embargo con un aumento de la relación C/N, indicando un mayor aporte de restos orgánicos sin descomponer que puede ser debido a una mayor producción de biomasa y a una menor actividad biológica, al ser el exceso de humedad en el suelo un factor limitante por producir condiciones de anaerobiosis. La relación C/N presenta una correlación positiva mayor con la relación entre precipitación y temperatura (P/T) ($R=0.51$) que la que presenta con la precipitación media anual ($R=0.31$) por lo que la combinación de ambas variables se puede considerar un buen factor para explicar la influencia del clima en la relación C/N de las capas superficiales de los suelos estudiados bajo encina.

La influencia de estos factores en la relación C/N se refleja en la distribución geográfica de dicha relación tanto en la capa orgánica (Fig.4.2.2.37) como en la capa superficial del suelo (0-20 cm) (Fig.4.2.2.38).

Figura 4.2.2.36. Análisis de regresión entre la relación C/N (capa 0-20 cm) y las variables climáticas: temperatura media anual (TMA), temperatura media de verano (TMV), precipitación media anual (PMA), precipitación media de verano (PMV) y la relación entre PMA/TMA (P/T).

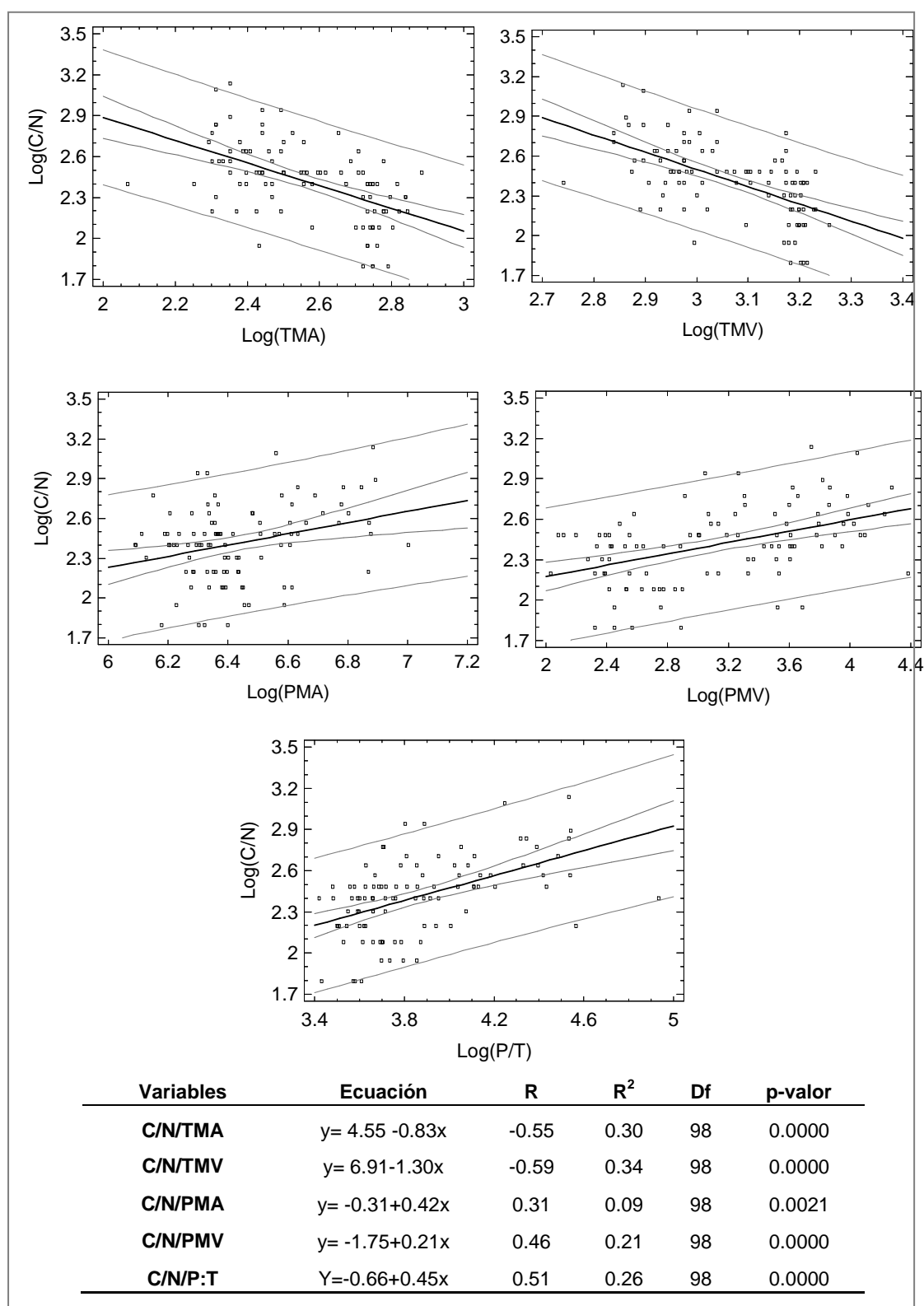


Figura 4.2.2.37. Variabilidad espacial de rangos de valores de C/N en las capas orgánicas de los suelos de encina estudiados, n= 77

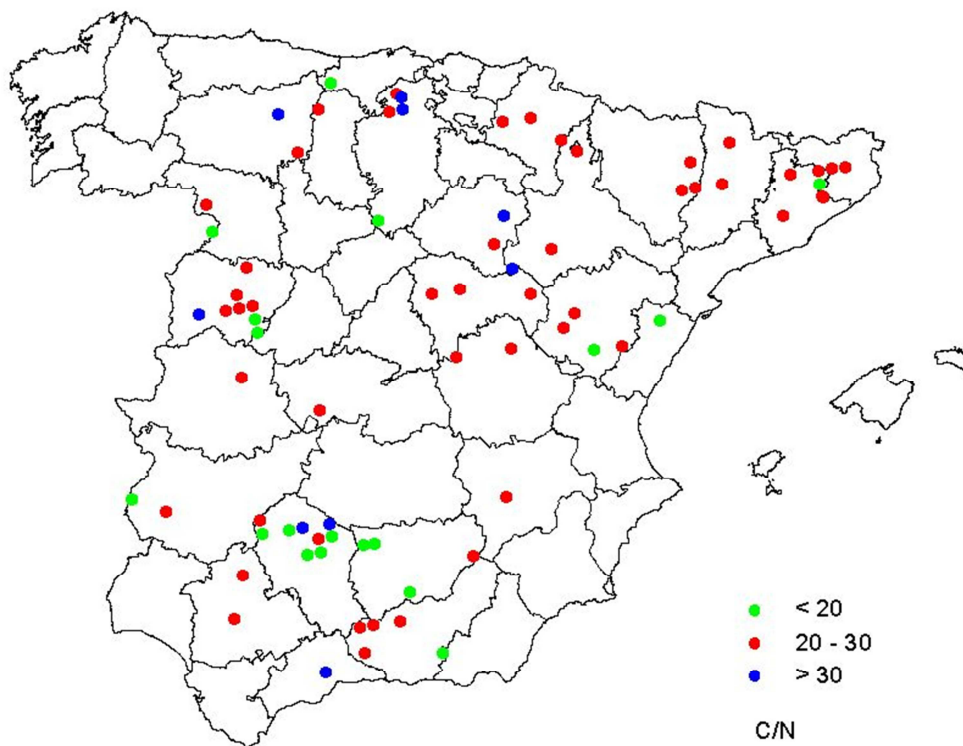
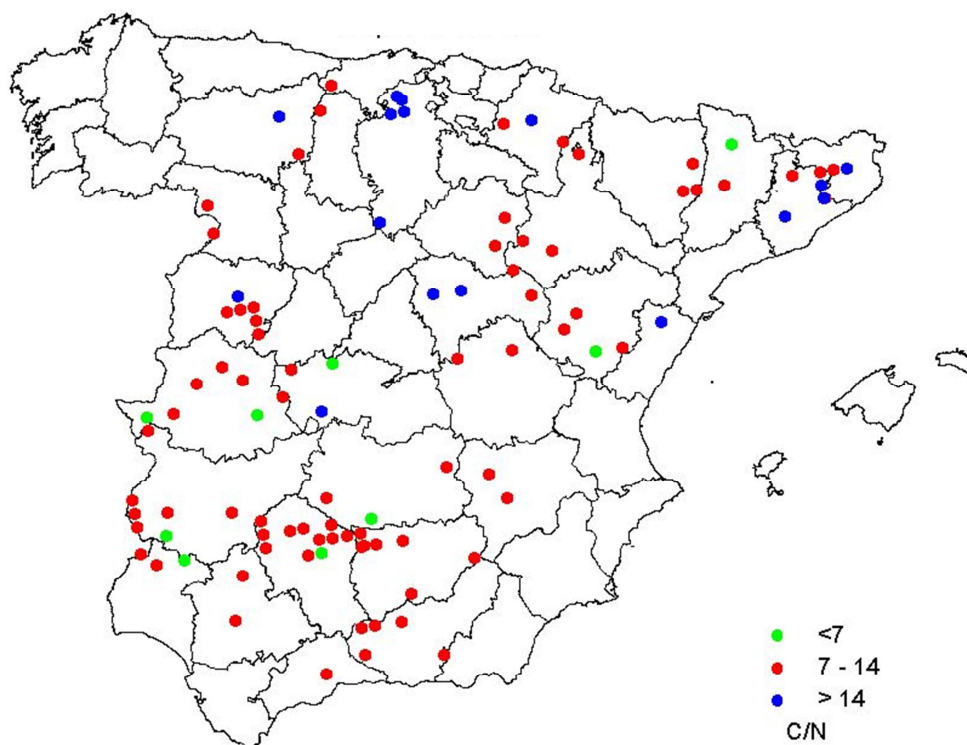


Figura 4.2.2.38. Variabilidad espacial de rangos de valores de C/N en la capa mineral de 0-20 cm. Los datos son valores medios de la relación C/N de las capas 0-10 cm y 10-20 cm. N=101 puntos.



La mayor parte de las capas orgánicas de los suelos estudiados bajo *Q. ilex* presenta valores de C/N entre 10 y 30, lo que indica que son suelos desarrollados bajo condiciones climáticas favorables para una rápida descomposición de la materia orgánica. Solamente en 9 de los 75 puntos estudiados la capa orgánica presenta valores de C/N superiores a 30, lo que puede ser explicado por el hecho de que dichos puntos se sitúan en zonas con un clima de marcado influjo continental con inviernos fríos y secos, condiciones que son adversas y ralentizan la descomposición de la materia orgánica.

En la capa mineral subsuperficial de 0-20 cm se produce una disminución de los valores de C/N siendo estos inferiores a 14 en la mayor parte de los suelos estudiados. Dichos suelos se sitúan principalmente en la zona oeste de la Submeseta Sur y en el Sistema Bético donde predominan suelos de carácter ácido y un clima semiárido, condiciones que favorecen la mineralización de los componentes orgánicos del suelo.

La relación C/N como indicador de la velocidad de descomposición de la materia orgánica está estrechamente relacionada con la acumulación de la materia orgánica en el suelo, constatándose elevadas correlaciones positivas entre ambas variables, tanto en la capa orgánica como en las capas superficiales del suelo (Tabla 4.2.2.5). Así, altos contenidos de materia orgánica sin descomponer presentes en el suelo darían lugar a elevadas relaciones C/N, aunque elevadas relaciones C/N también podrían indicar una pérdida de N en forma de nitratos por lixiviación, ya que algunos autores han encontrado que suelos forestales con valores de C/N en la capa orgánica superior a 25 no presentan nitratos en el subsuelo (Gundersen et al. 1998; Kristensen et al. 2004).

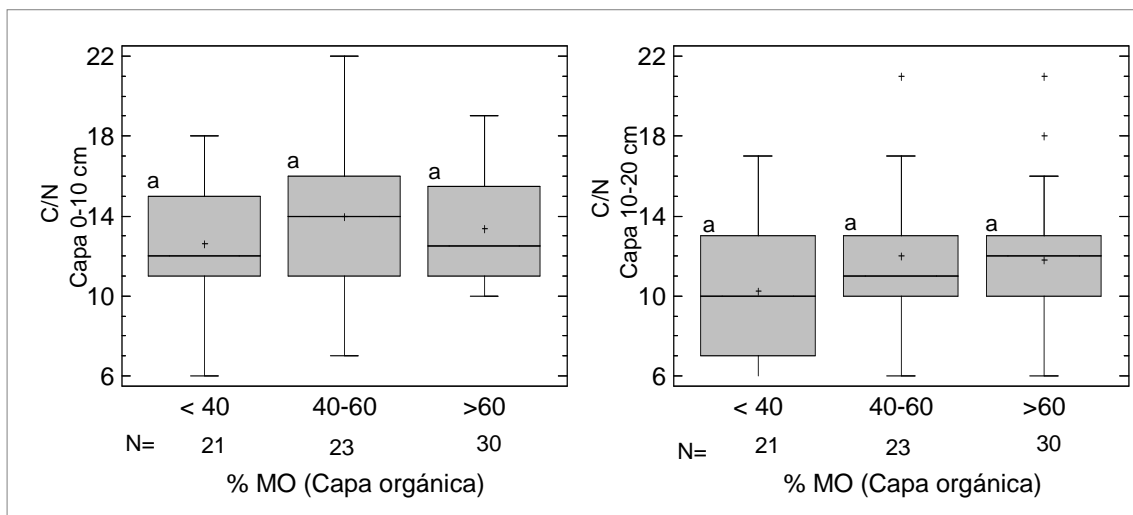
Tabla 4.2.2.5. Modelos lineales que describen la relación entre las variables materia orgánica (MO) y C/N en la capa orgánica, capa 0-10 cm y capa 10-20 cm.

Capa	Variables	Ecuación	R	R ²	Df	p-valor
Orgánica	MO/C/N	$y = 0.66 + 1.04x$	0.64	0.41	73	0.0000
0-10 cm	MO/C/N	$y = -2.08 + 1.50x$	0.67	0.45	98	0.0000
10-20 cm	MO/C/N	$y = -1.85 + 1.27x$	0.65	0.42	98	0.0000

Según estos resultados, contenidos bajos de materia orgánica en las capas orgánicas indicaría una rápida velocidad de descomposición de la materia orgánica que se traduciría en relaciones bajas de C/N en las capas minerales superficiales. En el caso de los suelos estudiados bajo encina se ha encontrado en capas minerales (0-10 y 10-20 cm) valores medios de C/N ligeramente inferiores, en suelos que presentan en horizontes

orgánicos contenidos de materia orgánica más bajos (Fig. 4.2.2.40). Aunque no se han encontrado diferencias significativas entre los valores medios de C/N en las capas minerales según las diferentes clases de contenidos de materia orgánica en capas orgánicas.

Figura 4.2.2.40. Diagrama de cajas y posterior análisis de kuskall-Wallis de la variable C/N en la capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm según diferentes clases de contenidos (porcentaje) de materia orgánica (MO) en las capas orgánicas.



Tampoco se ha determinado un aumento progresivo de la relación C/N en las capas minerales con el aumento de los contenidos de materia orgánica en las capas orgánicas de los suelos estudiados.

La variabilidad de la relación C/N en los suelos forestales según la composición arbórea, ha sido constatada por numerosos autores. Dicha variabilidad es debida principalmente a la diferente calidad de los restos orgánicos incorporados al suelo al tener la calidad de la materia orgánica, un papel importante en la dinámica de descomposición de los restos orgánicos. Así, suelos bajo especies de coníferas presentan en general relaciones más altas de C/N que suelos bajo especies de frondosas (Ganuza y Almendros 2003; Moyano et al. 2004; Evrendilek et al. 2006; Vesterdal et al. 2008; Miralles et al. 2009; Llorente y Turrión 2010; Díaz-Pinés et al. 2011). Estos resultados se deben principalmente a una más lenta descomposición de los componentes (en especial la lignina) presentes en las acículas y a una mayor proporción de reservas recalcitrantes resistentes a la descomposición presente en el suelo de especies de coníferas, que en el caso de la especie *P. halepensis*, ha sido estimada por Rovira y Vallejo (2002) en un 60 %. Estos resultados corroboran la mayor velocidad de descomposición de los restos orgánicos procedentes de diferentes especies de frondosas

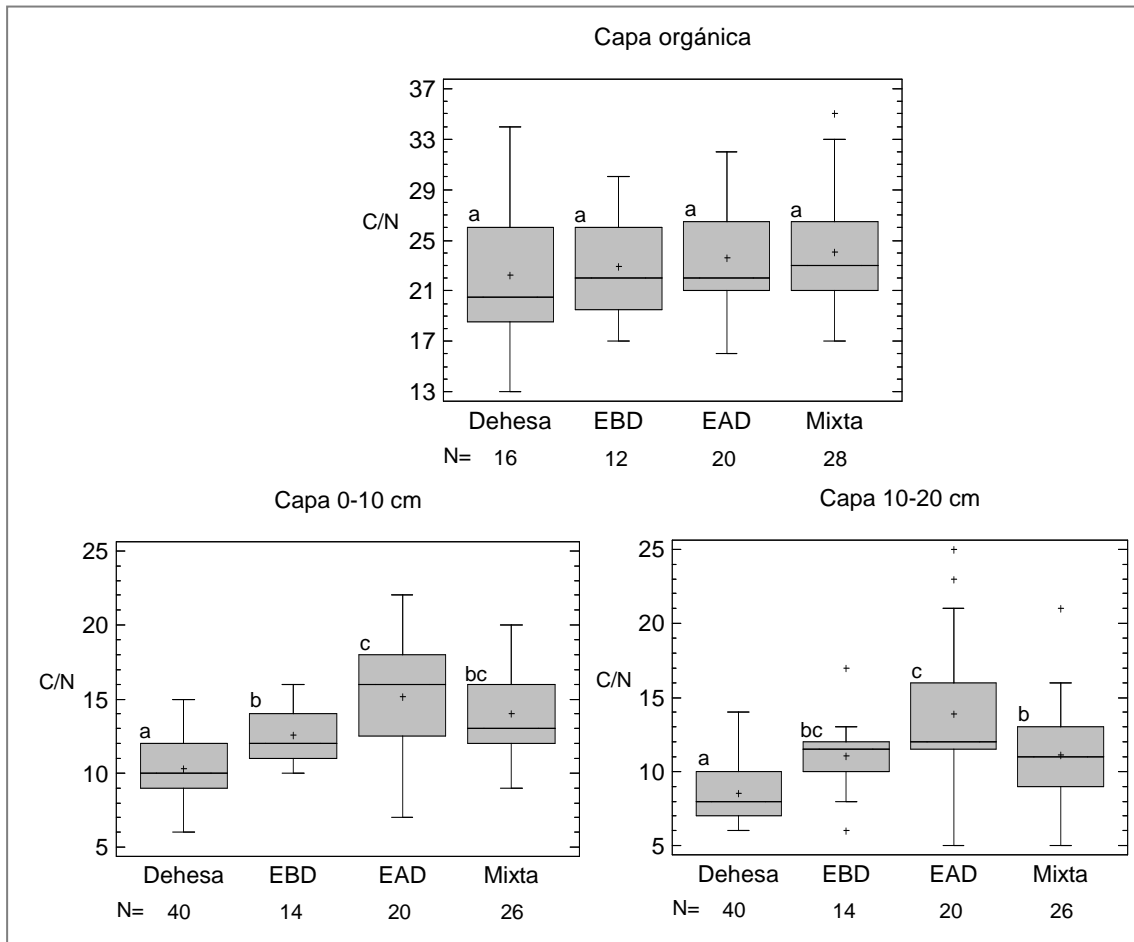
encontrada en la bibliografía por Nabuurs y Schelhaas (2002), frente a la encontrada en distintas especies de coníferas. El efecto de la composición arbórea en la relación C/N generalmente es más notable en las capas orgánicas de los suelos forestales debido a que en el suelo mineral las diferencias debidas a las especies aparecen más tarde (Vesterdal et al. 2002; 2008).

No solamente el tipo de especie forestal influye en la relación C/N presente en el suelo, también el uso del suelo influye en dicha relación encontrándose relaciones C/N más bajas en suelos agrícolas que en suelos naturales o forestales (Ganuza y Almendros 2003; Miralles et al. 2009; Almagro et al. 2010; Llorente y Turrión 2010). Estos resultados pueden ser debidos a que las prácticas de laboreo inducen a pérdidas de carbono en el suelo debidas por un lado, a la aceleración de la oxidación del carbono y a la rotura de los agregados del suelo por otro, exponiendo más fácilmente a la materia orgánica para su descomposición. Además de las prácticas agrícolas, influyen los restos vegetales ya que los restos de plantas cultivadas se descomponen más fácilmente que los de las especies forestales (Almagro et al. 2010).

Para estudiar la posible influencia de las distintas formaciones forestales estudiadas en este trabajo en la relación C/N de las capas orgánicas y minerales muestreadas se ha realizado un análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis (Fig. 4.2.2.41).

En las capas orgánicas las relaciones C/N no han sido afectadas significativamente por el tipo de formación forestal. Aunque se observa un posible efecto del clima y de la densidad arbórea al aumentar el valor medio de C/N ligera y progresivamente desde dehesas (22.3) a EBD (22.9) y EAD (23.6), presentando las dehesas las temperaturas medias más altas y los EAD las más bajas, diferencias climáticas que afectan a la velocidad de descomposición de los restos orgánicos y por lo tanto a la relación C/N. El grupo de las masas mixtas es el grupo más heterogéneo desde el punto de vista de la composición y densidad arbórea y es el que presenta el valor medio de C/N más elevado (24.0). Este resultado puede indicar la posible influencia del tipo de especie forestal y por lo tanto de la calidad de los restos orgánicos en la relación C/N, aunque esta influencia no se pueda determinar de forma clara ya que la especie *Q. ilex* sigue siendo la especie dominante en estas formaciones, aunque esté acompañada por especies de coníferas y otras querquinceas.

Figura 4.2.2.41. Diagrama de cajas y posterior análisis de Kruskal-Wallis de la relación C/N en las capas orgánicas y minerales de 0-10 cm y 10-20 cm según diferentes formaciones forestales: dehesas, encinares de baja densidad (EBD), encinares de alta densidad (EAD) y masas mixtas.



En horizontes orgánicos de suelos de dehesas de *Q. pyrenaica* del centro oeste de España Moyano et al. (2004) han encontrado valores de C/N inferiores (19) a los suelos de dehesas estudiados en este trabajo. En Encinares mediterráneos González Parra y Candàs Villar (2004) han obtenido en capas orgánicas relaciones de C/N inferiores (18.6) a las obtenidas por nosotros en EAD. Respecto a otras especies de *Quercus* perennifolios como *Q. coccífera* se han encontrado en capas orgánicas valores de C/N (23.4) (Ferrán et al. 2005) similares a los obtenidos en EAD, mientras que en suelos bajo especies de *Quercus* caducifolios como *Q. robur* se han obtenido valores de C/N más bajos (18.1) por Balboa-Murias et al. (2006). Sin embargo, suelos bajo *P. sylvestris* han presentado en las capas orgánicas valores más elevados de C/N (30.8) (Prietz et al. 2008).

En las capas minerales el tipo de formación forestal influye de forma significativa en la relación C/N, presentando las dehesas tanto en la capa de 0-10 cm (10.3) como en la de 10-20 cm (8.6) valores medios de C/N significativamente más bajos que el resto de las formaciones forestales. Las diferencias más acusadas en las capas minerales de los valores medios de C/N entre las cuatro formaciones forestales pueden ser debidas al conjunto de una serie de factores como pueden ser: la densidad arbórea, el clima o las propiedades físico-químicas del suelo entre otros. La densidad arbórea debido a que se produce un aumento progresivo de la relación C/N con el aumento de la densidad con valores medios en la capa de 0-10 cm de 12.6 en EBD y 15.2 en EAD y valores medios de 11.1 (EBD) y 13.9 (EAD) en la capa de 10-20 cm. El clima porque favorece en grado decreciente la descomposición y mineralización de la materia orgánica en el orden dehesas, EBD y EAD. Y las propiedades físico-químicas debido a que los suelos de dehesas son suelos con peor estructura y de carácter ácido mientras que los suelos de EBD y EAD son suelos de textura más fina y de carácter más básico, propiedades que favorecen la formación de los complejos arcillo-húmicos y la protección de la materia orgánica frente a la descomposición.

Las formaciones mixtas presentan tanto en la capa de 0-10 cm (14.0) como en la capa de 10-20 cm (11.2) valores de C/N intermedios entre EBD y EAD que reflejan la heterogeneidad de estas formaciones tanto en la densidad arbórea como en las propiedades físico-químicas del suelo. Sin embargo las diferencias en la composición arbórea no parecen influir en la relación C/N; este resultado concuerda con el obtenido por Vesterdal et al. (2002; 2008) que determinaron que en suelos minerales la relación C/N está más fuertemente influenciada por las variables del sitio que por la especie forestal.

Teniendo en cuenta el efecto del arbolado estudiado en las dehesas por diversos autores, la relación C/N en el suelo mineral presenta la misma tendencia que la presentada por los contenidos de materia orgánica y nitrógeno total, con relaciones C/N más bajas en las zonas abiertas que en las zonas bajo la influencia de la copa. Estos resultados hay que tenerlos en cuenta en el caso de los suelos estudiados en este trabajo donde el muestreo se ha realizado fuera del área de influencia de la copa. En la capa mineral de 0-20 cm el valor medio de C/N en los suelos de dehesa estudiados es de 9.5, este valor es inferior a los valores obtenidos en la bibliografía en zonas abiertas de suelos de dehesas de clima mediterráneo y que están comprendidos entre 10.0 y 16.2 (Dahlgren et al. 1997; Gallardo et al. 2000; Randy et al. 2003; Obrador-Olán et al. 2004) e incluso

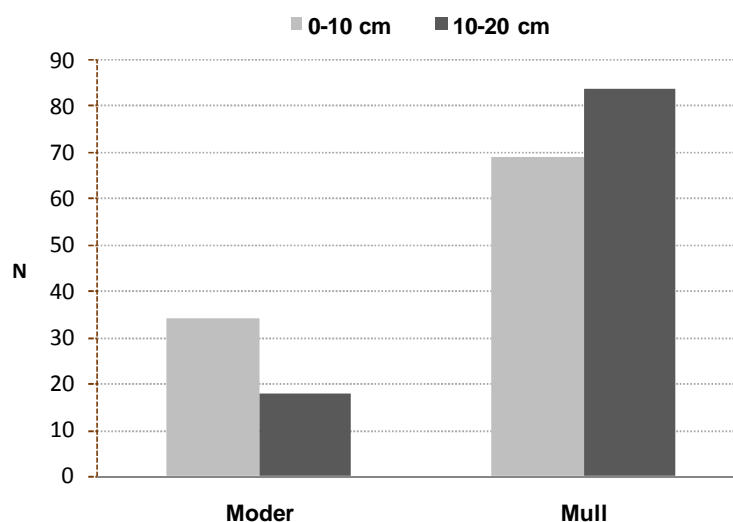
inferior al valor medio obtenido en suelos cultivados bajo clima mediterráneo (11.2) con un rango de variación entre 9.6 y 13.5 (Tabla 4.2.2.6).

En la capa de 0-20 cm de los suelos de EAD el valor medio de C/N ha sido de 14.6, valor similar al valor medio de 14.2 encontrado en la bibliografía (Tabla 4.2.2.6) en capas superficiales de diferentes suelos de encinares mediterráneos con rangos de variación comprendidos entre 10.1 y 19.3; los suelos de EAD estudiados en este trabajo tienen un rango de valores de C/N más amplio (entre 11 y 25). Suelos bajo especies de frondosas caducifolias de clima mediterráneo presentan en capas superficiales un valor medio más elevado (15.6) que en suelos de encinares y con valores comprendidos entre 11.1 y 19.5 mientras que en suelos bajo coníferas de clima mediterráneo el valor medio de C/N es el más elevado (20.3) con valores comprendidos entre 13.0 y 37.4 (Tabla 4.2.2.6).

La relación C/N es una base para la tipificación de los humus que han sido considerados como indicadores del estado y dinámica del carbono orgánico en el suelo (Ponge 2003). Así, valores $C/N < 14$ indican la presencia de humus tipo mull; valores $14 < C/N < 25$ indican la presencia de humus tipo moder y valores $C/N > 25$ indican presencia de humus tipo mor. En la capa orgánica el 65 % de los suelos van a presentar humus tipo moder y el 34 % humus tipo mor, y solamente un 1 % de suelos van a presentar humus tipo mull, lo que indica el predominio de humus poco evolucionados debido a la presencia de restos vegetales sin descomponer en las capas orgánicas superficiales muestreadas.

En las capas minerales subsuperficiales de los suelos estudiados existe una mayor presencia de humus mull presentándolo en la capa de 0-10 cm el 66 % de los 103 suelos estudiados, presentando esta capa mayor número de suelos con humus moder que en las capas minerales más profundas, debido posiblemente a la influencia de la materia orgánica en las capas minerales más superficiales, aumentando por ello los valores de C/N. Se observa en las capas más profundas una evolución en 84 de 103 suelos a humus mull (Fig. 4.2.2.42) indicando por lo tanto el predominio en las capas minerales de humus evolucionados que forman agregados estables y que van a conferir al suelo propiedades físicas, químicas y biológicas aceptables.

Figura 4.2.2.42. Frecuencia (Nº de puntos) de humus Mull y Moder en las capas minerales de 0-10 cm y 10-20 cm (n=103).



El 19 % de los suelos estudiados presentan por lo tanto humus moder, mientras que la mayoría de los suelos (81 %) desarrollan un humus mull más evolucionado.

En suelos forestales de material calizo y con valores de C/N menor de 12 se presenta el "mull cálcico", que asegura una óptima estructura del suelo gracias a la estabilidad de los complejos húmico-arcillosos (Blanco Andray 2004), en nuestro estudio solamente el 7 % de las capas minerales subsuperficiales presentan mull calizo.

Por otra parte en suelos de material no calizo con valores de pH (H_2O) comprendidos entre 5.5 y 6.5 y con valores de C/N entre 12 y 15, es frecuente el "mull forestal" que confiere, al igual que el mull cálcico, una buena estructura al suelo y complejos húmico-arcillosos estables (Blanco Andray 2004). En el caso de los suelos estudiados bajo encinar, el 8 % de las capas minerales de 0-10 cm presentan mull forestal.

En la tabla 4.2.2.7 se resumen los datos sobre pH, contenidos de materia orgánica y N total y C/N encontrados por otros autores en diferentes formaciones forestales de *Q. ilex*, L.

Tabla 4.2.2.7. Valores de pH, contenidos de N total y materia orgánica encontrados en la bibliografía en suelos sobre los que se desarrolla la encina

Formacion forestal	pH	MO (%)	N (%)	Profundidad	Referencia bibliográfica
Dehesa encina	5.17	8.35	0.26	0-5 cm	(Tarrega, R. 2009)
Dehesa encina	5.2 -5.4	2.2 - 2.6	0.09 - 0.12	0-10 cm	(Moreno, G. 2007)
Dehesa encina	5.8	6.95	0.28	0-5 cm	(Gallardo, A. 2000)
Dehesa encina	5.1	1.03	0.07	0-50 cm	(escudero, A. 1985)
Encinar	7.54	4.77	0.20	0-10 cm	(Canadell, J. 1992)
Encinar	6.15	2.28	0.08	0-10 cm	(Canadell, J. 1992)
Encinar	7.7	11.76	0.36	5-10 cm	(Robles, C. 2000)
Encinar	acido	13.12	0.30	5-10 cm	(Robles, C. 2000)
Encinar	5.8	2.93	0.12	0-20 cm	(Rodá, F. 1999)
Encinar	6.2	10.35	0.38	0-10 cm	(Rodá, F. 1999)
Encinar	7.3	9.66	0.39	0-20 cm	(Rodá, F. 1999)
Encinar	7.9 - 8.1	9.3 -11.2	0.40 - 0.50	0-30 cm	(Llorente et al. 2010b)

4.2.2.6. Contenido total de nutrientes en la capa orgánica

Cantidades abundantes de nutrientes circulan dentro de los ecosistemas forestales. Parte de los requerimientos anuales de nutrientes para el desarrollo de las especies forestales pueden ser abastecidos por reabsorción de nutrientes antes de la pérdida de la hoja, de modo que las plantas reabsorben, por término medio, el 50 % de su contenido foliar de N y P antes de su abscisión (Aerts 1996). El resto debe ser proporcionado desde el suelo, a través del desfronde y la tasa de renovación de la biomasa subterránea (Vitousek et al. 1995), llegando a suponer el reciclado de nutrientes aportados por el desfronde más del 90 % del nitrógeno y fósforo absorbido por las plantas (Chapín et al. 2002). Otra fuente de nutrientes presentes en el suelo es a través de la atmósfera. Por este motivo la capa orgánica (forna) es el medio principal para el retorno de los nutrientes desde la vegetación al suelo (Fisher y Binkley 2000) y el estudio de su composición química permite además de su caracterización explicar posibles variaciones inter-específicas en su dinámica.

Calcio

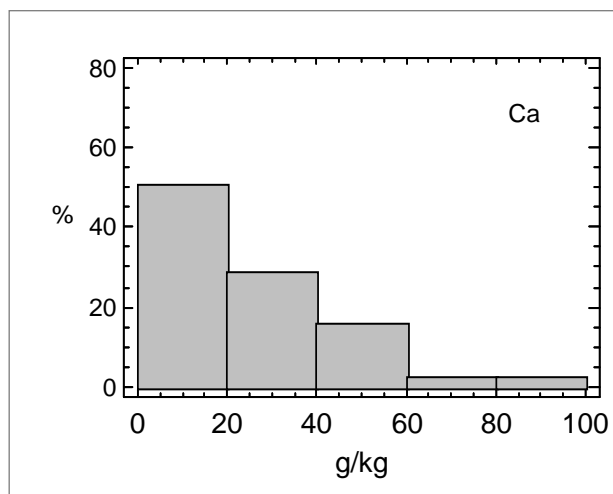
Entre los nutrientes que se encuentran en la capa orgánica superficial de los suelos estudiados el contenido medio más elevado de elementos totales corresponde al Ca (25.5 g kg^{-1}) tal y como aparece en tabla 4.2.2.1, presentando una gran diferencia con el resto de los macronutrientes. Se observa un amplio rango de variación (entre 2.9 y 99.2 g kg^{-1}). El Ca presente en el suelo proviene de la meteorización de las rocas y minerales de los que el suelo está formado y también se encuentra formando parte de la materia orgánica del suelo. Su presencia depende del tipo de material originario y de las condiciones de humedad lo que definen el amplio rango de sus contenidos en el suelo.

Los contenidos totales de Ca en las capas orgánicas de los suelos forestales, según evaluación del ICP-Forests sobre suelos forestales de la Red Europea del Nivel I (EC-UN/ECE 1997), se encuentran en un rango comprendido entre 3 y 18 g kg^{-1} . El 48 % de los suelos objeto de nuestro estudio presentan contenidos totales de Ca en la capa orgánica superiores a los niveles encontrados por el ICP-Forests, lo que indica una elevada presencia de suelos con material originario calizo.

La distribución de clases de frecuencia presenta una clara asimetría hacia la derecha siendo la clase inferior ($< 20 \text{ g kg}^{-1}$) la más frecuente (Fig. 4.2.2.43).

Los contenidos de *Ca* total en las capas orgánicas van a estar principalmente influenciados por los contenidos que presenten las capas minerales subsuperficiales, hecho que se ha constatado por la obtención de una alta correlación significativa ($R=0.65$) entre los contenidos de *Ca* en la capa orgánica y las capas minerales subsuperficiales de suelos forestales europeos (EC-UN/ECE 1997).

Figura 4.2.2.43. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de calcio en la capa orgánica ($n=77$).



En el desfronde aéreo procedente de árboles de la especie *Q. ilex* se han encontrado en la bibliografía contenidos medios de *Ca* de 7.2 g kg^{-1} y 13.8 g kg^{-1} (Martin et al. 1996; De la Cruz et al. 2009), mientras que en restos vegetales descompuestos de *Q. ilex*, Bonanoni et al. (2010) han obtenido contenidos de *Ca* superiores (15.9 g kg^{-1}). Estos contenidos son inferiores a los contenidos medios de *Ca* presentes en las capas orgánicas superficiales de los suelos estudiados. Otros autores también han encontrado en el desfronde aéreo de otras especies de *Quercus* perennifolios (*Q. suber*) contenidos de *Ca* inferiores (9.6 g kg^{-1}) a los obtenidos en las capas orgánicas (litter) (12.6 g kg^{-1}) según Pozuelos Rojas (2007), siendo en este último caso inferiores a los obtenidos en este trabajo en las capas orgánicas de suelos bajo *Q. ilex*. Contenidos de *Ca* inferiores (entre 6 y 13 g kg^{-1}) también han sido encontrados por otros autores en el desfronde de *Q. suber* (Endivia et al. 2010). Los mayores contenidos de *Ca* obtenidos en las capas orgánicas de los suelos estudiados respecto a los encontrados en la bibliografía en el desfronde aéreo puede ser debido a que el *Ca* es un elemento que se acumula progresivamente durante el proceso de descomposición de los restos orgánicos procedentes de la especie *Q. ilex* incorporado al suelo (Bonanoni et al 2010; Maisto et al 2011).

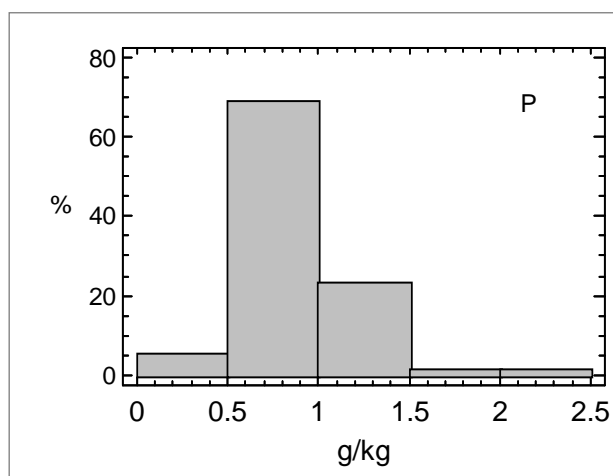
Si comparamos con especies de *Quercus caducifolios*, en suelos situados en zonas de clima templado oceánico, Makineci et al. (2007) han encontrado en capas orgánicas de suelos bajo la especie *Q. petrea* contenidos de *Ca* inferiores (18.1 g kg^{-1}). A su vez en capas orgánicas de suelos ácidos bajo la especie *Q. robur* situados en NW de España, Balboa-Murias et al. (2006) han obtenido contenidos totales de *Ca* bastante más inferiores (3.67 g kg^{-1}) a los obtenidos en este trabajo en las capas orgánicas de los suelos de carácter ácido (13.5 g kg^{-1}). En suelos bajo otras especies de *Quercus* como el *Roble rojo* y *Roble blanco* se han obtenido en capas orgánicas contenidos de *Ca* también más inferiores (11.6 y 15.1 g kg^{-1} , respectivamente) por Côté y Fyles (1993). Los elevados contenidos de *Ca* encontrados en las capas orgánicas de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex*, respecto a otras especies, parece indicar por un lado una liberación más lenta de dicho elemento de los restos orgánicos al suelo, debido a que los restos orgánicos de *Quercus perennifolios* se descomponen más lentamente (García Fernández et al. 2008; Bonanomi et al. 2010; Maisto et al. 2011) al presentar las hojas elevados contenidos de compuestos defensivos como fenoles solubles y lignina (Villar et al. 2004). Por otro lado, dichos contenidos pueden proceder, aparte de restos vegetales aportados al suelo, de la edafización de los minerales del suelo en combinación con un aumento de la deposición de *Ca* por la erosión de suelos calcáreos producida por el viento (Draaijers et al. 1996). Además, cabe la posible contribución procedente del agua de lluvia y de la deposición seca debida al lavado a través del agua de lluvia de los elementos depositados en la copa del árbol y en la que en ambos casos, el *Ca* tiene una importante contribución en el caso de especies de *Quercus caducifolios* (Moreno et al. 1996b; Gallardo et al. 1998).

Fósforo

El *P* es un elemento esencial para el desarrollo de las plantas, siendo junto con el *N* los nutrientes más limitantes en la producción primaria de los bosques. Dentro de los macronutrientes es el que ha presentado en la capa orgánica los contenidos medios totales más bajos (0.88 g kg^{-1}). En los suelos forestales la materia orgánica es la principal fuente de fósforo, por lo que la cantidad de dicho elemento depende de la producción primaria neta, que influye en las entradas de materia orgánica al suelo, de la composición química de los restos vegetales y del grado de descomposición de la materia orgánica (Pritchett y Fisher 1987, Gallardo 1998). Así pues cantidades bajas de *P* total en las capas orgánicas de los suelos pueden indicar una tasa rápida de descomposición de la materia orgánica.

Los contenidos de P presentan una distribución con asimetría hacia la derecha siendo la clase 2 (de 0.5 a 1.0 g kg⁻¹) claramente la más frecuente (Fig. 4.2.2.44). Los contenidos totales en las capas orgánicas de suelos forestales europeos varían según el ICP-Forests desde 0.05 g kg⁻¹ hasta 3 g kg⁻¹, aunque la mayoría de los suelos presentan rangos de contenidos totales de P más estrechos 0.5-1.0 g kg⁻¹ (EC-UN/ECE 1997), presentando el 95 % de los suelos estudiados en los que se desarrolla la especie *Q. ilex* contenidos de P entre 0.5 y 1.5 g kg⁻¹.

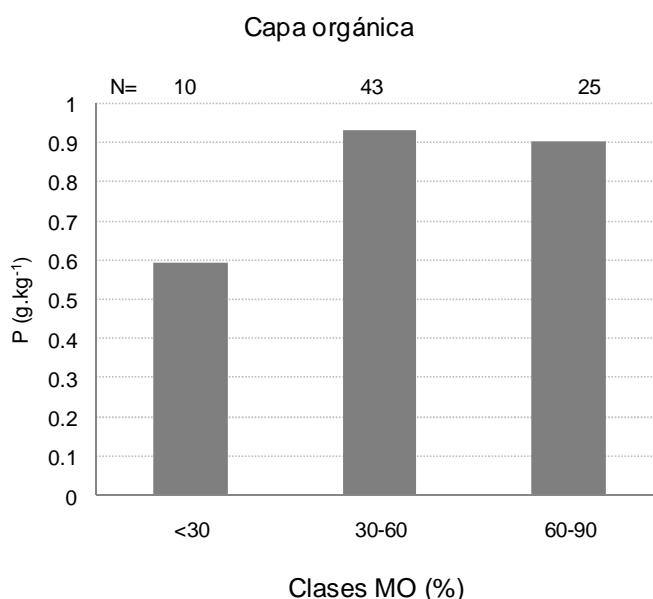
Figura 4.2.2.44. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de fósforo en la capa orgánica (n=77).



El fósforo al igual que el nitrógeno son elementos que van a ser retenidos durante el periodo de descomposición del material vegetal aportado al suelo, por lo que los contenidos de P total en las capas orgánicas van a estar influenciados, (aunque en menor medida que en el caso del N), por los contenidos de materia orgánica del suelo, pasando de contenidos medios de P total de 0.59 g kg⁻¹ en suelos con bajos contenidos de materia orgánica a 0.93 g kg⁻¹ en suelos con contenidos en materia orgánica más elevados (Fig. 4.2.2.45).

En el desfronde procedente de árboles de la especie *Q. ilex* se ha encontrado contenidos medios de P de 1.06 g kg⁻¹ y 0.80 g kg⁻¹ (Martin et al. 1996, De la Cruz et al. 2009). Dichos contenidos son muy similares a los determinados en la capa orgánica de los suelos bajo *Q. ilex*. Otros autores también han obtenido en el desfronde aéreo de *Q. suber* contenidos de P semejantes (0.33 g kg⁻¹) a los obtenidos en las capas orgánicas del suelo (0.47 g kg⁻¹) por Pozuelo Rojas (2007).

Figura 4.2.2.45. Relación entre clases de contenidos de materia orgánica (MO) y contenidos medios de fósforo (P) en la capa orgánica.



Estos resultados nos pueden indicar que el fósforo esté retenido en su mayor parte en los restos vegetales de suelo y que por lo tanto el *P* presente en las capas orgánicas de los suelos estudiados proceda mayoritariamente de los restos vegetales aportados al suelo con el desfronde. Este resultado es apoyado además por el hecho de que el *P* es un elemento de escaso aporte atmosférico (Moreno et al. 1996; Gallardo et al. 1998). Matías et al. (2011) sin embargo han encontrado en el desfronde de bosques mixtos, en los que además de la especie *Q. ilex* están presentes especies de coníferas, contenidos de *P* inferiores (0.60 g kg^{-1}), resultado que puede indicar la diferente calidad de la hojarasca según la especie forestal (Gallardo et al. 1998). En otras especies de *Quercus* perennifolios como *Q. coccifera* y *Q. suber* se han obtenido en la capa orgánica, en el primer caso y en el desfronde, en el segundo, contenidos de *P* muy inferiores con un rango de variación entre 0.15 y 0.43 g kg^{-1} según Ferrán et al. (2005) y Endivia et al. (2010). Si comparamos los contenidos de *P* obtenidos en capas orgánicas de suelos bajo especies de *Quercus* caducifolios por Balboa-Murias et al. (2006) y Makineci et al. (2007), dichos contenidos resultan inferiores (0.65 y 0.73 g kg^{-1} , respectivamente) a los obtenidos en las capas orgánicas de los suelos estudiados en este trabajo bajo la especie *Q. ilex*.

Dado que el aporte del *P* es principalmente orgánico, los mayores contenidos de *P* obtenidos en las capas orgánicas de los puntos estudiados pueden ser debidos a una liberación más lenta de dicho elemento de los restos vegetales al suelo como

consecuencia de una más lenta descomposición de la hoja de especies perennifolias, ya que a pesar de que son menos ricas en nutrientes que las especies de *Quercus* caducifolios (González et al. 2002) acumulan fenoles solubles y lignina (Villar et al. 2004) que hacen más lenta su descomposición. Otros autores han encontrado elevados niveles de inmovilización del *P*, con el consiguiente aumento del tiempo de residencia del *P* en restos orgánicos de especies de *Quercus* (Piatek et al. 2009). A esto hay que añadir que el *P* es, junto con el *N*, uno de los nutrientes más limitantes de la producción primaria (Aerts 1996), por lo que estos contenidos más elevados también podrían ser consecuencia de una menor eficacia de reabsorción del *P* antes de la caída de la hoja, respecto a la de las especies caducifolias. Ello podría ser debido a factores limitantes como el estrés hídrico que podría interferir en los mecanismos de absorción (Del Arco et al. 1991; Escudero y Mediavilla 2003a).

Potasio

El *K* presenta contenidos medios totales de 3.8 g kg^{-1} . Procede principalmente de minerales tales como feldespatos y micas y se encuentra de forma abundante en la mayoría de los suelos forestales, siendo rápida y eficazmente incorporado a los ciclos de los ecosistemas forestales. Los contenidos totales de *K* en las capas orgánicas de los suelos forestales europeos varía desde 0.1 g kg^{-1} hasta 25 g kg^{-1} , aunque la mayoría de los suelos presentan un rango más estrecho entre 1 y 3 g kg^{-1} (EC-UN/ECE 1997).

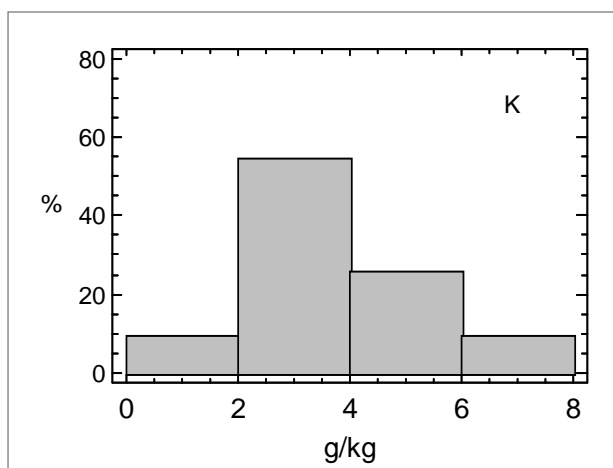
Los contenidos totales de *K* presentan una distribución con asimetría hacia la derecha, la clase 2 (de 2 a 4 g kg^{-1}) es la más frecuente (Fig. 4.2.2.46), el 62 % de los valores observados están por encima de los 3 g kg^{-1} .

Los contenidos de *K* en la capa orgánica proceden principalmente de la contribución de los minerales del suelo (Barber 1995), encontrándose una alta correlación de los contenidos de *K* entre las capas orgánicas y minerales subsuperficiales ($R=0.59$) en suelos forestales europeos (EC-UN/ECE 1997); por lo que estos contenidos de *K* nos pueden indicar una elevada presencia de componentes minerales en la capa orgánica.

Contenidos totales medios de *K* de 3.6 g kg^{-1} y 3.5 g kg^{-1} han sido determinados por algunos autores en el desfronde aéreo procedente de árboles de la especie *Q. ilex* (Martin et al. 1996; De la Cruz et al. 2009). Estos contenidos son similares a los encontrados por Bonanoni et al. (2010) en restos vegetales aportados al suelo por la especie *Q. ilex* (4.1 g kg^{-1}) y similares al contenido medio de *K* obtenido en las capas orgánicas de los suelos estudiados en este trabajo. Otros autores sin embargo han

encontrado en el desfronde aéreo de la especie *Q. suber* contenidos de *K* ligeramente superiores (1.8 g kg^{-1}) a los obtenidos en la capa orgánica (1.4 g kg^{-1}) por Pozuelos Rojas (2007), siendo en este último caso inferior al contenido medio obtenido en las capas orgánicas de los suelos estudiados bajo *Q. ilex*. Mientras que Martín et al (1996) y Endivia et al (2010) han encontrado en el desfronde de *Q. suber* contenidos de *K* superiores, con rangos que varían entre 2 y 8 g kg^{-1} .

Figura 4.2.2.46. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de potasio en la capa orgánica (n=77).



El *K* es un elemento que se libera rápidamente al suelo y disminuye progresivamente su concentración durante el proceso de descomposición de los restos orgánicos de *Q. ilex* (Bonanomi et al 2010; Maisto et al. 2011), siendo además un elemento fácilmente lavado por el agua de lluvia, por lo que los contenidos medios de *K* obtenidos en este trabajo en las capas orgánicas de suelos bajo encina, (que sin embargo han sido similares y no menores a los obtenidos por otros autores en el desfronde aéreo), podrían indicar un importante aporte mineral de dicho elemento además del aporte orgánico y del posible aporte de este elemento al suelo a través del lavado del dosel arbóreo (Gallardo et al. 1998).

En capas orgánicas de suelos bajo otras especies de *Quercus* perennifolios (*Q. coccifera*) se han encontrado contenidos de *K* inferiores (2.4 g kg^{-1}) (Ferrán et al. 2005). Si comparamos con especies de *Quercus* caducifolios los contenidos de *K* en la capa orgánica son muy inferiores a los de este trabajo, con contenidos de 1.1 g kg^{-1} (Makineci et al. 2007), 2.4 g kg^{-1} (Coté y Fyles 1994) ó 1.4 g kg^{-1} (Balboa-Murias et al. 2006). Estos elevados contenidos de *K* obtenidos en las capas orgánicas de los suelos estudiados respecto a los encontrados en la bibliografía en restos orgánicos de otras especies

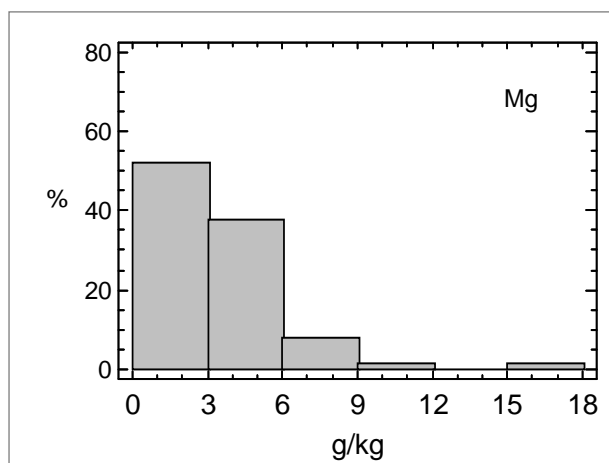
pueden ser debidos, por un lado a una lenta liberación del *K* de los restos vegetales aportados al suelo con el desfronde; por otro a la contribución de la edafización de los minerales del suelo a los contenidos de *K* en las capas orgánicas de los suelos estudiados; y por otro lado a una menor eficacia en el proceso de retraslocación del *K* desde la hoja viva antes de la senescencia para la maduración del fruto lo cual determinaría una menor concentración de dicho elemento en los restos orgánicos muertos (Oliveira et al. 1996).

Magnesio

El *Mg* presenta contenidos medios totales de 3.5 g kg^{-1} con amplios rangos de variación entre 1.1 y 16.0 g kg^{-1} . Forma parte de la materia orgánica y de los componentes minerales del suelo, por lo que este amplio rango de variación puede reflejar la variedad de materiales originarios del suelo. Suelos forestales europeos presentan en las capas orgánicas contenidos totales de *Mg* con menor rango de variación, entre 0.5 y 4.0 g kg^{-1} (EC-UN/ECE 1997). El 27 % de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* presentan contenidos de *Mg* superiores a 4.0 g kg^{-1} . Los valores del contenido de magnesio presentan una distribución semejante a la del calcio con moderada asimetría hacia la derecha, la clase más inferior (de 0 a 3 g kg^{-1}) es la más frecuente (Fig. 4.2.2.47).

En el desfronde aéreo procedente de árboles de la especie *Q. ilex* se ha encontrado contenidos medios de *Mg* de 1.28 g kg^{-1} y 1.10 g kg^{-1} (Martin et al. 1996; De la Cruz et al. 2009). Estos contenidos son inferiores a los encontrados por Bonanoni et al. (2010) en restos vegetales descompuestos de *Q. ilex* (3.8 g kg^{-1}) y a los determinados en las capas orgánicas de los suelos estudiados. En otras especies de *Quercus* perennifolios como *Q. suber*, otros autores (Pozuelos Rojas 2007; Andivia et al 2010) también han encontrado en el desfronde aéreo contenidos de *Mg* inferiores (entre 0.9 y 1.2 g kg^{-1}). Los mayores contenidos de *Mg* obtenidos en este trabajo y en la bibliografía en las capas orgánicas de suelos bajo *Q. ilex* respecto a los encontrados en la bibliografía en el desfronde aéreo puede ser debido a que el *Mg*, al igual que el *Ca*, es un elemento que se acumula progresivamente durante el proceso de descomposición de los restos orgánicos incorporados al suelo procedentes de la especie *Q. ilex* (Bonanoni et al 2010; Maisto et al 2011).

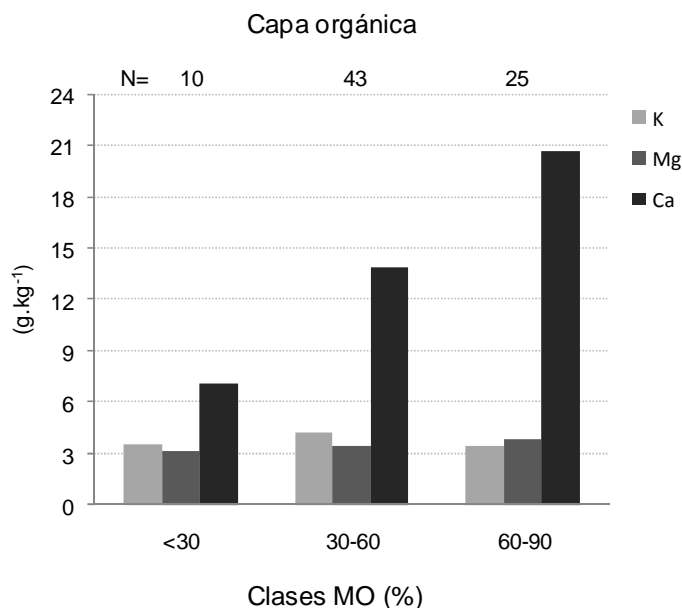
Figura 4.2.2.47. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de Magnesio en la capa orgánica (n=77).



Si comparamos con especies de *Quercus* caducifolios se han encontrado en la bibliografía contenidos de *Mg* en las capas orgánicas inferiores a los obtenidos en este estudio, con valores comprendidos entre 2.0 y 2.4 g kg⁻¹ (Côté y Fyles 1993; Balboa-Murias et al 2006; Makineci et al 2007). Esto parece reflejar, al igual que en el caso del *Ca* y *K*, una lenta liberación del *Mg* de los restos vegetales aportados al suelo con el desfronde de *Q. ilex* por un lado y el aporte de los minerales del suelo por otro, ya que se ha constatado una importante correlación ($R=65$) entre el contenido de *Mg* en las capas orgánicas y los contenidos de *Mg* en las capas minerales de suelos forestales europeos (EC-UN/ECE 1997).

El *Ca*, *Mg* y *K* son elementos que no forman parte de los componentes estructurales por lo que los mecanismos de lixiviación van a ser muy importantes en especial en el caso del *K*, ya que es un elemento que es liberado rápidamente de los componentes orgánicos al suelo, mientras que los otros dos elementos van a estar más retenidos en los restos orgánicos del suelo. Para estudiar las posibles diferencias en la retención de dichos elementos en la materia orgánica de los suelos, se ha comparado los contenidos medios de dichos elementos según distintas clases de contenidos de materia orgánica (Fig. 4.2.2.48); en el caso del *Ca* se ha considerado solamente los suelos no calcáreos para eliminar el *Ca* presente en forma de carbonatos.

Figura 4. 2.2.48. Relaciones entre clases de contenidos de materia orgánica y contenidos medios de potasio, magnesio y calcio (el calcio solamente en suelos no calcáreos) en la capa orgánica.



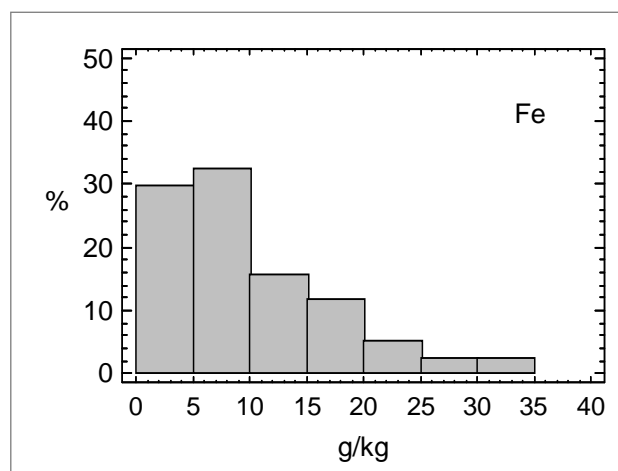
Se observa que los contenidos medios de *K* y *Mg*, apenas varían con los diferentes rangos de contenidos de materia orgánica en el suelo, mientras que los contenidos medios de *Ca*, son mayores a medida que aumentan los contenidos de materia orgánica, lo que hace suponer que el *K* y *Mg* son elementos que van a ser más rápidamente lixiviados, mientras que el *Ca* está más retenido en los restos orgánicos.

Hierro

Dentro de los micronutrientes se han estudiado aquellos considerados como esenciales para las plantas en cantidades traza como son el hierro, manganeso y zinc.

Los contenidos medios totales más altos dentro de los micronutrientes corresponden al *Fe* con 9.7 g kg⁻¹. El *Fe* es un elemento cuyo movimiento en el suelo depende de la composición del suelo y del pH por lo que presenta un amplio rango de variación entre 0.5 g kg⁻¹ y 33.8 g kg⁻¹. Los valores de los contenidos de *Fe* observados presentan una distribución con moderada asimetría hacia la derecha siendo las clases más inferiores, clase 1 (de 0 a 5 g kg⁻¹) y clase 2 (de 5 a 10 g kg⁻¹), las más frecuentes (Fig. 4.2.2.49).

Figura 4.2.2.49. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de hierro en la capa orgánica, n=77



Los contenidos totales de *Fe* en las capas orgánicas de suelos forestales europeos están normalmente por debajo de 10 g kg^{-1} , pudiendo llegar a 50 g kg^{-1} en capas orgánicas ricas en compuestos minerales (EC-UN/ECE 1997). El 38 % de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* presentan contenidos totales de *Fe* por encima de los intervalos más frecuentes encontrados por el ICP-Forests ($< 10 \text{ g kg}^{-1}$) lo que parece indicar, como en el caso del *K*, un importante aporte mineral de dicho elemento en las capas orgánicas de los suelos estudiados.

El contenido medio de *Fe* obtenido en este estudio es muy superior al obtenido por otros autores en restos orgánicos de *Q. ilex* incorporados al suelo: 0.16 g kg^{-1} (Escudero et al 1981), 0.41 g kg^{-1} (Cotrufo et al. 1995), 2.6 g kg^{-1} (Bonanomi et al 2010) y entre 0.23 a 1.0 g kg^{-1} (Maisto et al 2011), pudiendo influir en estos resultados las diferentes propiedades fisicoquímicas de los suelos estudiados en este trabajo. Otros autores, (Pozuelos Rojas 2007), también han encontrado en restos orgánicos incorporados al suelo procedentes de otras especies de *Quercus* perennifolios (*Q. suber*) contenidos de *Fe* inferiores (1.8 g kg^{-1}) a los obtenidos en este trabajo, mientras que en el desfronde aéreo de esta misma especie este autor además de otros autores (Martin et al 1996; Andivia et al 2010) han obtenido contenidos de *Fe* más bajos con valores comprendidos entre 0.1 y 0.6 g kg^{-1} , lo que indica una acumulación de este elemento durante el proceso de descomposición de los restos orgánicos procedente de especies perennifolias (Andivia et al 2010; Bonanomi et al 2010; Maisto et al 2011).

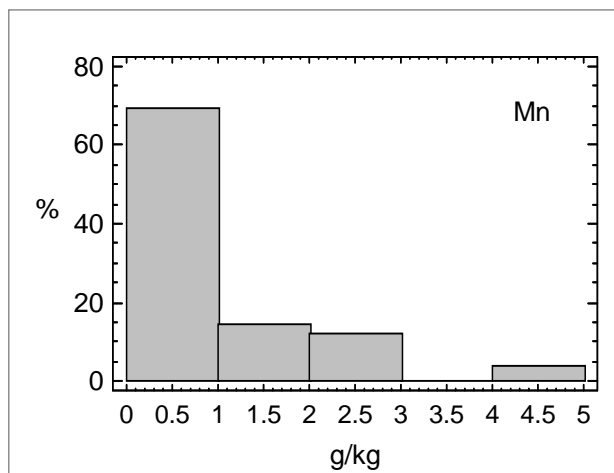
Si comparamos los contenidos de *Fe* obtenidos en la bibliografía en restos orgánicos incorporados al suelo, procedentes de especies de *Quercus* caducifolios, estos

han sido más elevados que los encontrados en especies de *Quercus perennifolios* y más semejantes a los encontrados en este trabajo: 5.2 g kg^{-1} (Makinecci et al 2007) y 8.3 g kg^{-1} (Balboa-Murias et al. 2006). Esto puede ser debido a una menor liberación de dicho elemento al suelo debido a su acumulación en la materia orgánica acentuada por la baja necesidad de dicho elemento por la planta (Gallardo et al 1998; Balboa-Murias et al. 2006) y al importante aporte de este elemento en especies de *Quercus caducifolios*, a través del agua de lluvia mediante los procesos de trascolación (Gallardo et al. 1998).

Manganeso

El contenido medio total de *Mn* ha sido de 0.7 g kg^{-1} . Comparado con otros micronutrientes el *Mn* es requerido por la planta en relativamente grandes cantidades. Los valores de los contenidos totales de *Mn* presentan una distribución con una fuerte asimetría hacia la derecha; el mayor porcentaje de valores observados está entre 0 y 1 g kg^{-1} (Fig.4.2.2.50).

Figura 4.2.2.50. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de manganeso en la capa orgánica, $n=77$



Los contenidos totales de *Mn* en las capas orgánicas de suelos forestales europeos varían normalmente entre 0.1 y 2.0 g kg^{-1} (EC-UN/ECE 1997). El 85 % de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* presentan en la capa orgánica contenidos totales de *Mn* dentro de los rangos encontrados por el ICP-Forests.

En la bibliografía se han encontrado en restos orgánicos de *Q. ilex* incorporados al suelo, contenidos de *Mn* que se encuentran dentro de la clase más frecuente obtenida en este trabajo, con valores comprendidos entre 0.2 y 0.6 g kg^{-1} (Escudero et al 1981; Maisto

et al 2011). Mientras que Pozuelos Rojas (2007) ha encontrado en restos orgánicos incorporados al suelo procedentes de otras especies de *Quercus perennifolios* (*Q. suber*), contenidos de *Mn* superiores (1.1 g kg^{-1}) al contenido medio obtenido en este trabajo, encontrando este mismo autor en el desfronde aéreo de esta misma especie, un contenido de *Mn* igual al de la capa orgánica (1.1 g kg^{-1}). Otros autores sin embargo han encontrado en el desfronde aéreo de *Q. suber*, contenidos menores de *Mn* y similares a los obtenidos en las capas orgánicas de este trabajo, con valores comprendidos entre 0.3 y 0.6 g kg^{-1} (Martin et al 1996; Andivia et al 2010). Estos resultados indicarían que los contenidos de *Mn* en las capas orgánicas son similares y no inferiores a los contenidos encontrados en el desfronde aéreo como cabría esperar, ya que el *Mn* es un elemento que no se acumula en la materia orgánica del suelo ya que es liberado rápidamente de los restos orgánicos al suelo (Maisto et al 2011). Este hecho podría ser debido a una lenta liberación del *Mn* de los restos orgánicos al suelo, en el caso de especies de *Quercus perennifolios*, al realizarse la liberación del *Mn* en el caso de la especie *Q. ilex* de forma paralela a la degradación de la lignina, que en esta especie está presente en un elevado porcentaje (Maisto et al 2011).

Si se compara con especies de *Quercus caducifolios*, en la bibliografía se han encontrado en capas orgánicas contenidos de *Mn* similares, con un valor de 0.6 g kg^{-1} (Balboa-Murias et al 2006), superiores, con un valor de 2.9 g kg^{-1} (Makineci et al 2007) y con un rango comprendido entre 0.4 y 3.1 g kg^{-1} (Davey et al. 2007). Estos resultados indicarían contenidos de *Mn* elevados teniendo en cuenta, que la velocidad de descomposición en estas especies sería más rápida que en el caso de las especies perennifolias y, por lo tanto la liberación de los nutrientes al suelo se produciría también más rápidamente. A esto hay que sumar además el hecho de que el contenido de *Mn* en hojas vivas de *Quercus caducifolios* es inferior (Balboa-Murias et al 2006) al obtenido en este trabajo en hojas vivas de *Q. ilex* y al obtenido en hojas vivas de *Q. suber* por Orgeas et al (2002) y Pozuelos Rojas (2007) , por lo que estos elevados contenidos podrían ser debidos al importante aporte del *Mn* al suelo, a través de los proceso de lavado del dosel arbóreo mediante el agua de lluvia en el caso de especies de *Quercus caducifolios* (Gallardo et al. 1998).

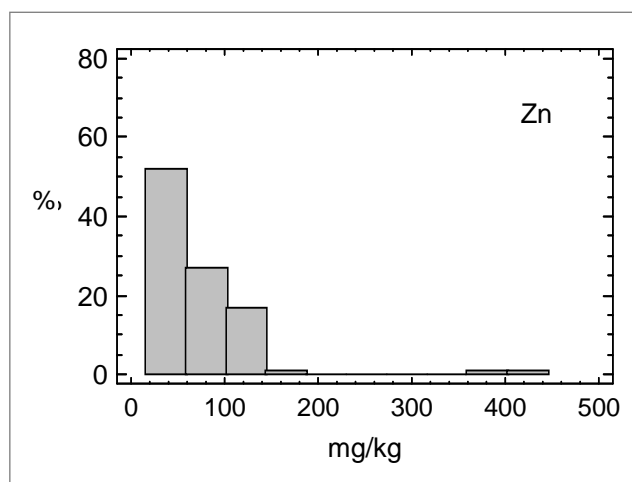
Zinc

El *Zn* es el micronutriente que presenta los contenidos medios totales más bajos (77 mg kg^{-1}). Los valores de los contenidos totales de *Zn*, al igual que el resto de los

micronutrientes estudiados, presentan una distribución con asimetría hacia la derecha, el mayor porcentaje de valores observados está entre 20 y 100 mg kg⁻¹ (Fig.4.2.2.51).

Los contenidos totales de Zn en la capa orgánica de suelos forestales europeos son normalmente inferiores a 100 mg kg⁻¹ (EC-UN/ECE 1997). Contenidos totales de Zn superiores a 300 mg kg⁻¹ son considerados críticos para el desarrollo de las plantas (Tyler 1992). Dos de los suelos estudiados presentan en la capa orgánica contenidos totales de Zn superiores a 300 mg kg⁻¹. Son suelos de carácter ácido con un pH (H₂O) de 5.1 en la capa mineral de 0-10 cm lo que indica que la solubilidad del zinc y por lo tanto su disponibilidad sea alta. Jiménez Ballesta et al (2010) proponen valores de referencia de Zn de 86.5 mg kg⁻¹ para suelos de Castilla La Mancha.

Figura 4.2.2.51. Histograma de frecuencias (porcentaje) de los contenidos totales de Zinc en la capa orgánica, n=77



En la bibliografía se han encontrado en restos orgánicos de *Q. ilex* incorporados al suelo, contenidos de Zn inferiores al contenido medio obtenido en este trabajo, con valores de 30 mg kg⁻¹ (Cotrufo et al 1995) y 28 mg kg⁻¹ (Escudero et al 1981). Contenidos de Zn inferiores (28 mg kg⁻¹) también han sido encontrados por otros autores (Pozuelos Rojas 2007) en restos orgánicos incorporados al suelo procedentes de otras especies de *Quercus* perennifolios (*Q. suber*), encontrando este mismo autor en el desfronde aéreo de esta misma especie un contenido de Zn inferior (14.2 mg kg⁻¹) al de la capa orgánica. En el desfronde aéreo de *Q. suber*, otros autores (Martin et al 1996; Andivia et al 2010) han encontrado contenidos de Zn similares al obtenido por Pozuelos Rojas (2007), con valores entre 15 y 33 mg kg⁻¹.

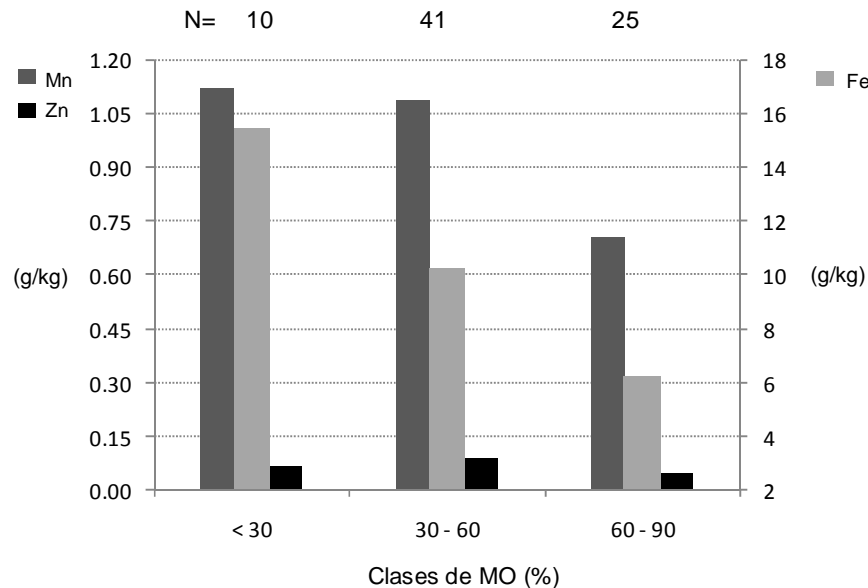
Los mayores contenidos de *Zn* obtenidos en las capas orgánicas estudiadas en este trabajo, respecto a las obtenidas por otros autores bajo *Quercus perennifolios*, pueden ser debidos a los aportes minerales y a las diferentes propiedades físico-químicas de los suelos estudiados, como refleja el amplio rango de variación que presenta los contenidos de *Zn* (entre 17 y 433 mg kg⁻¹). Dichas propiedades determinan, por ejemplo, que suelos de pH básicos favorezcan su inmovilización pudiendo alcanzar valores importantes en el suelo al quedar fijado a los minerales de la arcilla. Por otro lado, los mayores contenidos de *Zn* encontrados en las capas orgánicas, respecto a los obtenidos en el desfronde aéreo, pueden ser debidos a la acumulación de este elemento en la materia orgánica del suelo (Balboa-Murias et al. 2006), acentuada por la baja necesidad de dicho elemento por la planta y por el importante aporte del *Zn* al suelo a través del agua de lluvia tras su paso por el dosel arbóreo (Gallardo et al 1998).

Si se compara con especies de *Quercus* caducifolios, en la bibliografía se han encontrado en capas orgánicas contenidos de *Zn* inferiores al contenido medio obtenido en este trabajo, con valores de 40 mg kg⁻¹ (Balboa-Murias et al 2006) y superiores, con un valor de 87 mg kg⁻¹ (Makineci et al 2007).

Para estudiar las posibles diferencias en la retención de los micronutrientes en la materia orgánica de los suelos, se ha comparado los contenidos medios de dichos elementos según distintas clases de contenidos de materia orgánica (Fig. 4.2.2.52).

El *Fe* es el elemento que más a variar sus contenidos según las distintas clases de porcentaje de materia orgánica, disminuyendo progresivamente a medida que aumenta el contenido de materia orgánica en las capas orgánicas, la misma tendencia aunque de forma menos acusada sigue el *Mn*, lo que parece indicar, por un lado, que el aporte mineral de estos elementos son una fuente importante y, por otro, que estos elementos se liberan rápidamente al suelo no estando retenidos en la materia orgánica. Además habría que añadir que los mayores contenidos en el caso del *Mn* presentes en suelos con bajos contenidos de materia orgánica podría estar relacionado con el hecho de que contenidos elevados de *Mn* en los restos orgánicos incorporados al suelo aumentan la velocidad de descomposición de los mismos (Davey et al. 2007; Berg et al. 2007). El *Zn* es el elemento que menos varía sus contenidos, no siguiendo los mismos una tendencia clara de variación, lo que sugiere que sea un elemento que esté más retenido en la materia orgánica del suelo.

Figura 4.2.2.52. Relaciones entre clases de contenidos de materia orgánica y contenidos medios de hierro, manganeso y zinc



Relaciones entre los nutrientes de la capa orgánica

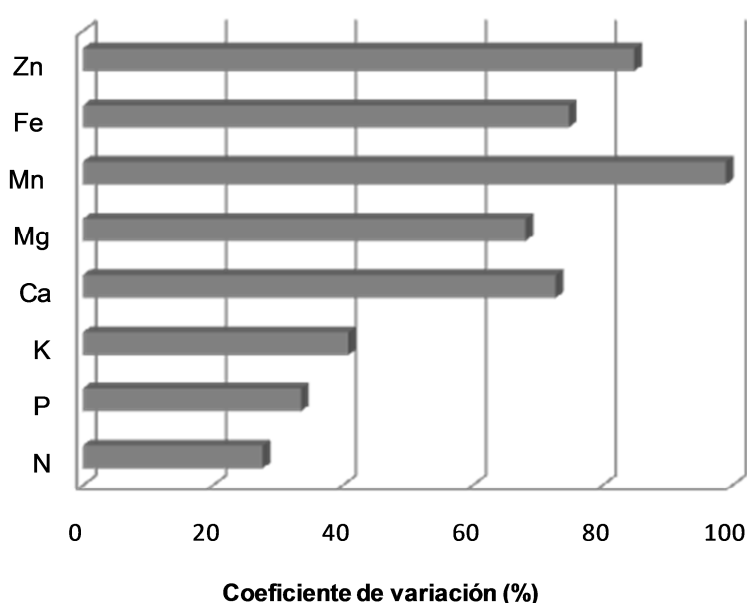
El orden decreciente en el que se presentan los nutrientes estudiados en las capas orgánicas según sus contenidos medios es: $\text{Ca} > \text{N} > \text{Fe} > \text{K} \geq \text{Mg} > \text{Mn} > \text{P} > \text{Zn}$. La velocidad de liberación de nutrientes estudiada por algunos autores (Bonanomi et al. 2010) durante el proceso de descomposición de restos orgánicos procedentes de la especie *Q. ilex* sigue la siguiente secuencia: $\text{K} > \text{N} > \text{Mg} \geq \text{Ca} > \text{Fe}$, lo que coincide con el hecho de que los nutrientes menos móviles como son el Ca y el Fe son los que presentan las concentraciones más altas, junto con el N, en las capas orgánicas de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex*, lo que también indica una menor velocidad de liberación del N de los restos orgánicos de los puntos estudiados.

La contribución del desfronde a los contenidos de nutrientes que retornan al suelo estudiados por algunos autores en *Quercus perennifolios* (Martin et al. 1996; Andivia et al. 2010) presentan para el caso de *Q. coccifera* el siguiente orden: $\text{Ca} > \text{N} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Mn} > \text{S} > \text{P} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Mo}$ similar al presentado para *Q. suber*: $\text{N} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Mn} > \text{Na} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Según estos resultados, el contenido medio de Fe en las capas orgánicas estudiadas en este trabajo bajo la especie *Q. ilex* presenta un elevado contenido medio en relación a su contribución con el desfronde, lo que indicaría un importante aporte mineral en los suelos estudiados. También habría que destacar el P,

el cual en este trabajo presenta un contenido medio bajo respecto a su contribución con el desfronde según los autores anteriormente citados.

El contenido de nutrientes en la capa orgánica depende de diversos factores como la concentración de elementos minerales contenidos en la hojarasca, la capacidad de absorción de nutrientes del suelo, así como de su tasa de retranslocación. La capacidad de absorción a su vez depende de factores ambientales como temperatura y humedad del suelo y de factores edáficos como el pH, la textura o la fertilidad del suelo. Así un estudio de la variabilidad de los contenidos de nutrientes en la capa orgánica puede reflejar en parte la heterogeneidad en el desfronde y en las condiciones edáficas, para realizar dicho estudio se ha determinado el coeficiente de variación para cada elemento mineral (Fig. 4.2.2.53).

Figura 4.2.2.53. Variabilidad (Coeficiente de variación) de los elementos minerales en las capas orgánicas de los suelos bajo *Q. ilex*. N = 76



Los elementos más variables en la composición de la capa orgánica son el Mn, Zn y Fe, mientras que el N y P presentan los valores más bajos del coeficiente de variación (CV). La elevada variabilidad del Mn puede ser debida por un lado a que, a pesar de que es un elemento que es requerido en pocas cantidades por la planta, sus necesidades fluctúan más que cualquier otro micronutriente (entre 30 y 500 mg kg⁻¹), concentrándose principalmente en los tejidos verdes, por lo que parte de su variabilidad puede ser debida a la heterogeneidad del desfronde. Por otro lado el Mn es un elemento cuya absorción

está estrechamente ligada a las condiciones de pH y biodisponibilidad, lo cual hace que variaciones en la naturaleza del sustrato mineral contribuya a su heterogeneidad. La misma situación puede ser explicada para el caso del Fe, ya que al igual que el Mn es un elemento cuya disponibilidad depende del pH del suelo, por lo que el sustrato edáfico contribuye de forma importante en su variabilidad. Por otro lado el Fe es un elemento que se concentra principalmente en los cloroplastos por lo que una concentración heterogénea de los mismos en las hojas, distinguiendo hojas de sol y hojas de sombra podría contribuir también a explicar parte de la variabilidad de dicho elemento (Valladares et al. 2000). La variación del Fe es menor que la presentada en el caso del Mn, quizás sea debido a que el Fe es un elemento menos móvil que el Mn. El Zn es un elemento cuya variabilidad podría ser explicada en su mayor parte por la variabilidad del sustrato edáfico, al ser un elemento que se concentra principalmente en las raíces de la planta, siendo su movilidad dentro de la planta muy baja. Estudios de variabilidad de elementos minerales realizados por otros autores (Quilchano et al. 2008; Aponte et al. 2008) corroboran estos resultados, ya que la variabilidad del Fe y Mn encontrada por estos autores tanto en la hojarasca como en el suelo mineral bajo la especie *Q. suber* es muy similar, siendo ligeramente superior la obtenida en el suelo, lo que indicaría una contribución importante tanto de la heterogeneidad del desfronde como del sustrato mineral a la variación de dichos elementos. Mientras que en el caso del Zn la variabilidad obtenida en el suelo es muy superior a la presentada en la hojarasca, lo que indicaría una mayor contribución de la heterogeneidad del sustrato edáfico a la variabilidad del Zn.

Desde una perspectiva multivariante se ha estudiado la variación conjunta del contenido de nutrientes analizado en la capa orgánica mediante el análisis de componentes principales (ACP) (Fig. 4.2.2.54, Tabla 4.2.2.7).

El ACP muestra que, en general, las relaciones entre las variables son intensas, recogiendo los dos primeros factores el 50 % de la varianza total de las 8 variables determinadas en la capa orgánica, explicando los dos primeros ejes prácticamente el mismo porcentaje de variación (Fig. 4.2.2.54). Por otro lado se observa que los contenidos de todos los macronutrientes, a excepción del Ca, tienden a evolucionar de forma conjunta y a presentar altas cargas (>0.4) en el factor 1 del ACP (Tabla 4.2.2.7), pudiéndose interpretar como un gradiente de enriquecimiento en macronutrientes en las capas orgánicas de los suelos estudiados. El Ca y los micronutrientes, especialmente el Fe y Mn, presentan altas cargas en el factor 2 presentando el Ca cargas invertidas a las de los micronutrientes. Con estos resultados se podría interpretar que el factor 1 estaría

relacionado principalmente con nutrientes dependientes de la materia orgánica y el factor 2 con nutrientes dependientes del sustrato mineral.

Figura 4.2.2.54. Proyección de las variables químicas medidas en la capa orgánica en el plano delimitado por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales.

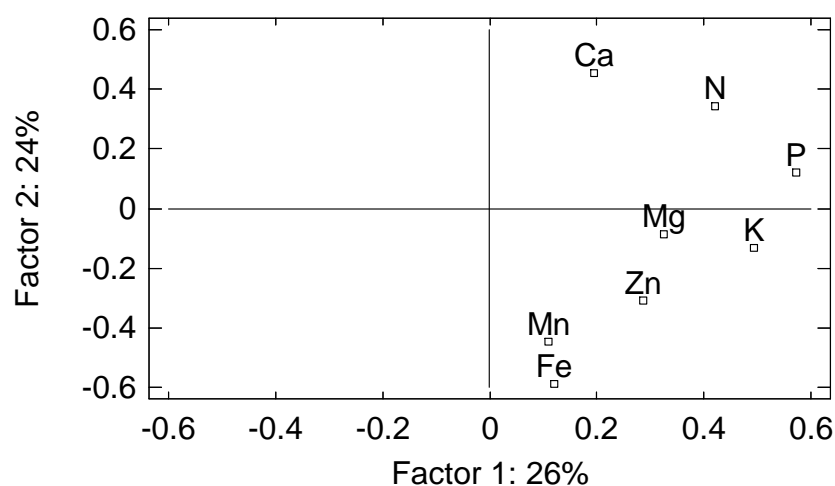


Tabla 4.2.2.7 Cargas de las variables químicas determinadas en la capa orgánica en los dos primeros factores resultante del ACP. Se destaca en negrita las cargas superiores a 0.4.

	F1	F2
N	0.42	0.34
P	0.57	0.12
Ca	0.19	0.45
Mg	0.33	-0.09
K	0.49	-0.13
Fe	0.12	-0.59
Mn	0.11	-0.44
Zn	0.29	-0.31

Otros autores (García Fernández et al. 2008) han obtenido en capas orgánicas de *Q. suber*, como resultado del ACP, cargas de elementos minerales más elevadas (>0.6) que las obtenidas en este trabajo, así como una mayor varianza total (64 %). Estos resultados podrían ser debidos a la mayor variabilidad espacial presentada en este

trabajo ya que los estudios mencionados anteriormente han sido realizados solo en un punto de muestreo.

Relación de la composición química de la capa orgánica con factores climáticos

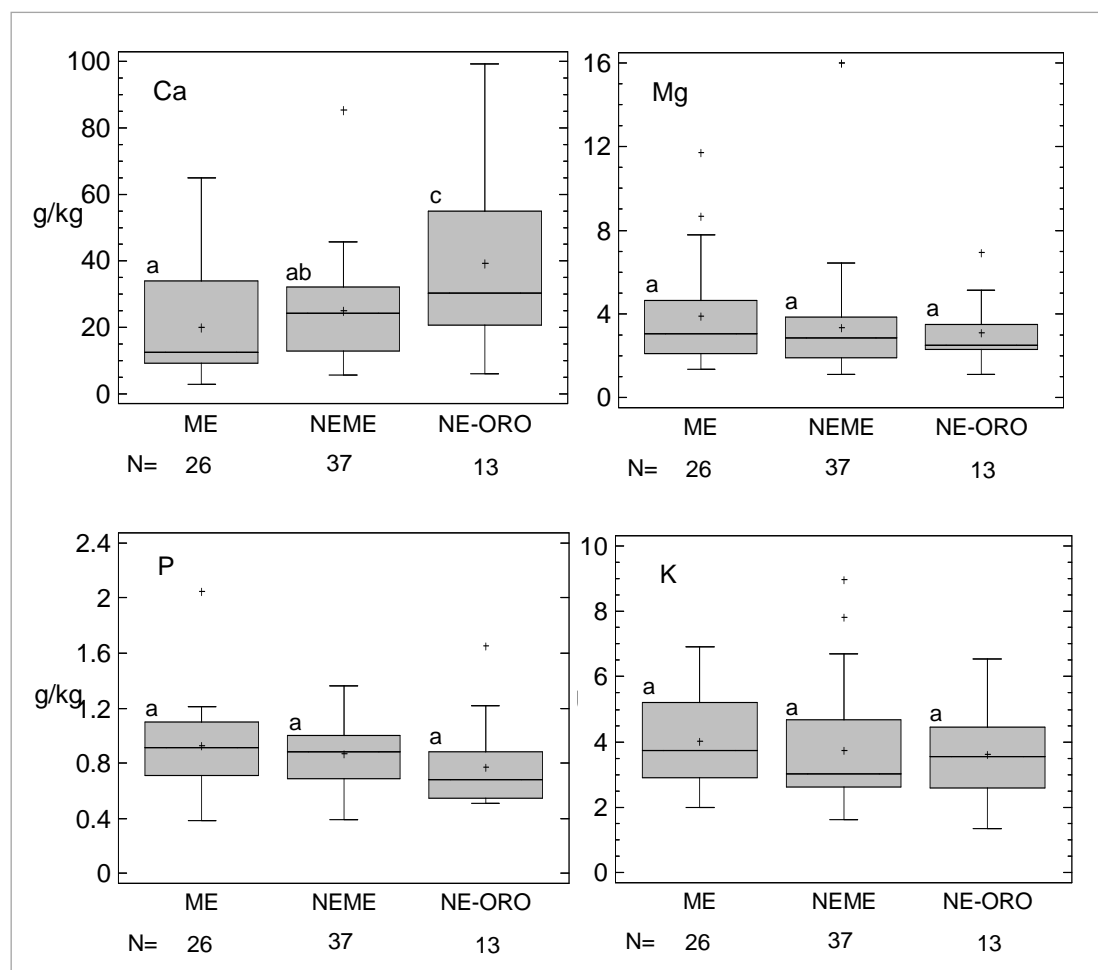
La composición química de las capas orgánicas de los suelos forestales es el resultado de la dinámica de descomposición de los restos orgánicos incorporados al suelo. Hay numerosos factores que influyen en dicha dinámica debido a que regulan la actividad microbiológica del suelo. Entre estos factores se encuentra, la calidad de la materia orgánica (especialmente el contenido de lignina y el nivel de nutrientes), las variables climáticas y el sustrato edáfico (Aerts 1997a; Gholz et al. 2000; Berg et al. 2003; Criket et al. 2004; Berg et al. 2007; Davey et al. 2007; Bonanomi et al. 2010; Maisto et al. 2011).

Con el objeto de estudiar la posible influencia del clima en los contenidos de nutrientes analizados en las capas orgánicas de los suelos desarrollados bajo la especie *Q. ilex* se ha realizado un análisis de anova, con posterior test de Kruskal-Wallis, entre los contenidos de nutrientes y los tipos de clima clasificados según Allue-Andrade (1990) (Fig. 4.2.2.55 y Fig. 4.2.2.56).

En general, el clima no presenta influencia sobre los contenidos medios de nutrientes en la capa orgánica. Dentro de los macronutrientes estudiados solamente el contenido medio de Ca presenta diferencias significativas ($p < 0.01$) entre los diferentes climas estudiados, presentando las capas orgánicas de los suelos bajo clima mediterráneo la mediana de Ca más baja (12.7 g kg^{-1}), mientras que la mediana de Ca más alta (30.3 g kg^{-1}) ha correspondido a los suelos bajo clima Nemoral y Oroborealoide. Este resultado puede ser debido a que los suelos desarrollados bajo clima Nemoral y Oroborealoide son suelos que presentan valores de pH elevados, contenidos altos de carbonatos y elevadas concentraciones de Ca soluble, propiedades que se reflejarían en mayores contenidos de Ca en la capa orgánica dado el importante aporte mineral de este elemento al suelo. Además, a lo anteriormente expuesto habría que sumar el hecho de que teniendo en cuenta que el Ca es un elemento que se acumula en la materia orgánica del suelo, los mayores contenidos de este elemento en las capas orgánicas de suelos bajo clima Nemoral y Oroborealoide podrían ser explicados por presentar estos climas condiciones climáticas adversas (bajas temperaturas y elevadas precipitaciones) para la

descomposición de los restos orgánicos incorporados al suelo, con la consiguiente acumulación de los mismos en el horizonte superficial del suelo.

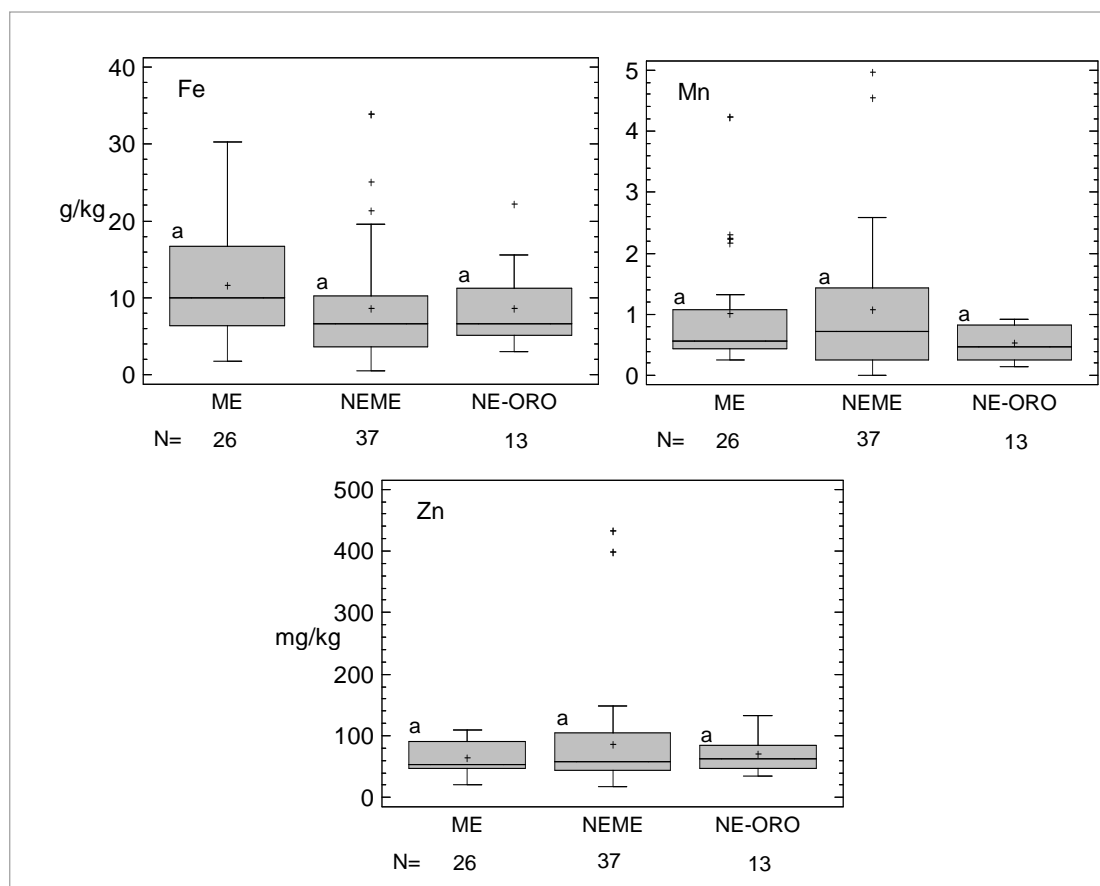
Figura 4.2.2.55 Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de los contenidos (g kg^{-1}) de fósforo, potasio, calcio y magnesio según tipos de clima: Mediterráneo (ME), Nemoro-Mediterráneo (NEME), Nemoral (NE) y Oroborealoide (ORO).



En el resto de los elementos, se observa una tendencia opuesta, con contenidos medios ligeramente más elevados en las capas orgánicas de suelos bajo clima Mediterráneo y contenidos medios más bajos en suelos bajo clima Nemoral y Oroborealoide, aunque estas diferencias no son significativas. Los contenidos medios más elevados obtenidos en las capas orgánicas bajo influencia del clima Mediterráneo (0.93 g kg^{-1}) pueden ser debidos, especialmente en el caso del P, a un aumento de la fracción lábil del fósforo orgánico en el suelo debido a que condiciones de déficit hídrico pueden dar lugar a una disminución de la disponibilidad del P (Sardans y Penuelas 2004) y a un descenso de la actividad microbiana, en especial de su actividad enzimática (Li y Sarah 2003; Criquet et al. 2004; Sardans et al. 2008;).

El clima tampoco influye de forma significativa en los contenidos medios de los micronutrientes (Fig. 4.2.2.56).

Figura 4.2.2.56 Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de los contenidos medios (g kg^{-1}) de hierro y manganeso y del contenido medio (mg kg^{-1}) de zinc según tipos de clima: Mediterráneo (ME), Nemoro-Mediterráneo (NEME), Nemoral (NE) y Oroborealoide (ORO).



Habría que destacar el mayor contenido medio de Fe presentado en los suelos pertenecientes al clima mediterráneo (11.56 g kg^{-1}) respecto a los presentados bajo los climas Nemoro-Mediterráneo (8.59 g kg^{-1}) y Nemoral-Oroborealoide (8.63 g kg^{-1}). Estas diferencias podrían ser debidas a que la mayor parte de los suelos desarrollados bajo clima Mediterráneo son suelos de carácter ácido y presentan las mayores concentraciones de Fe soluble, lo que se reflejaría en los mayores contenidos de Fe en la capa orgánica del suelo. Otros factores, como los edáficos, pudieran influir de forma más notable en la presencia de estos elementos en las capas orgánicas de los suelos estudiados.

El tipo de clima no ha mostrado una influencia significativa en los contenidos de nutrientes presentados en las capas orgánicas de los suelos estudiados, probablemente

debido a que el gradiente climático no es muy acusado entre los diferentes tipos de clima clasificados. Por este motivo se ha realizado un análisis de correlaciones múltiple (Tabla 4.2.2.8) para estudiar por separado, que variables climáticas podrían influir más en los contenidos de nutrientes determinados en la capa orgánica.

Tabla 4.2.2.8. Coeficientes de correlación de pearson entre los contenidos de nutrientes (calcio, magnesio, fósforo, potasio, hierro, manganeso y zinc) y variables climáticas y del sitio. N= 74

	Ca	Mg	P	K	Fe	Mn	Zn
Altitud	0.37**	0.00	0.32**	0.17	-0.23*	-0.15	-0.05
PMA	-0.05	-0.05	0.82***	-0.07	0.21	0.02	0.26*
PMV	0.27*	-0.12	0.64***	-0.10	-0.08	-0.18	0.15
TMA	-0.34**	0.24*	-0.77***	0.07	0.27*	0.15	-0.08
TMV	-0.26*	0.25*	-0.83***	0.10	0.20	0.04	-0.16
TMF	-0.35 **	0.23*	-0.69***	0.12	0.29*	0.22	-0.02
A	-0.25 *	0.03	-0.76***	0.02	-0.05	0.16	-0.18
IO	0.18	-0.16	0.93***	-0.07	-0.05	-0.09	0.21

*(p-value<0.05), ** (p-value<0.01), *** (p-value<0.001)

Para la realización de dicho análisis se han utilizado como variables climáticas la precipitación media anual (PMA), la precipitación media de verano (PMV), la temperatura media anual (TMA), la temperatura media de verano (TMV) y la temperatura media del mes más frío (TMF), como variables topográficas la altitud y como índices climáticos, el índice de aridez (A) y el índice de ómbrico (IO) que es un índice que en ausencia de datos de evapotranspiración se podría utilizar como un índice aproximativo de la misma ya que da una idea del estrés hídrico (Alcaraz et al. 1999), dicho índice se ha calculado de la siguiente forma: $IO=(PMA/TMA)/10$.

Hay que destacar las correlaciones altamente significativas entre los contenidos de P y todas las variables climáticas estudiadas, incluyendo las variables del sitio y los índices climáticos. Estos resultados indicarían la influencia de las variables termopluviométricas en la producción primaria al ser el P un elemento estrechamente relacionado con la materia orgánica. Habría que resaltar la elevada correlación positiva ($R=0.93$) de los contenidos de P con el índice ómbrico, elevados índices ómbricos reflejarían un menor estrés hídrico que favorecería la actividad vegetal y por lo tanto una mayor producción primaria. Este resultado refleja por lo tanto una mayor influencia en la

producción primaria de índices climáticos, en nuestro caso el índice ombrico, que expresan interacciones entre temperatura y humedad y concuerda con el efecto de índices similares, como la evapotranspiración, encontrado por otros autores y utilizado en modelos de velocidad de descomposición de la materia orgánica (Berg et al. 1993; Aerts 1997a; Gholz et al. 2000). Un efecto contrario en los contenidos de P es producido por las variables térmicas, ya que elevadas temperaturas favorecen la actividad microbiana del suelo incrementando la velocidad de descomposición de la materia orgánica (Sanderman et al. 2003).

Las variables climáticas también van a influir en el Ca, el cual está correlacionado positivamente con la altitud y la precipitación media de verano, teniendo en cuenta el importante aporte mineral de este elemento. Estas relaciones pueden ser debidas a que los suelos con mayores cantidades de carbono inorgánico (CaCO_3) corresponden a suelos situados a elevadas altitudes y con las mayores precipitaciones estivales, lo que también explicaría las correlaciones negativas del Ca con las temperaturas, al presentar estos suelos las temperaturas medias más bajas. Además, como se ha mencionado anteriormente, al ser el Ca un elemento que se acumula en la materia orgánica del suelo, el aumento de los contenidos de este elemento con la altitud podrían ser explicado por presentar estos suelos condiciones climáticas adversas (bajas temperaturas y elevadas precipitaciones), para la descomposición de los restos orgánicos incorporados al suelo, con la consiguiente acumulación de los mismos en el horizonte superficial del suelo.

Las diferentes propiedades químicas presentadas en los suelos estudiados también parecen influir en el efecto de las variables climáticas y del sitio sobre los contenidos de Fe, siendo este efecto menos acusado y contrario al producido sobre los contenidos de Ca al presentar los suelos de carácter ácido elevados contenidos de Fe soluble y corresponder dichos suelos a dehesas que están situadas a baja altitud y bajo un clima de mayor aridez. En los contenidos del resto de los elementos estudiados, no se ha constatado una influencia significativa de las temperaturas ni del régimen de precipitaciones. Con estos resultados se podría deducir que, a excepción del P, los niveles del resto de los nutrientes analizados en la capa orgánica no van a estar influenciados de forma significativa por las condiciones climáticas y si parece ser que lo van a estar por las propiedades químicas de los suelos.

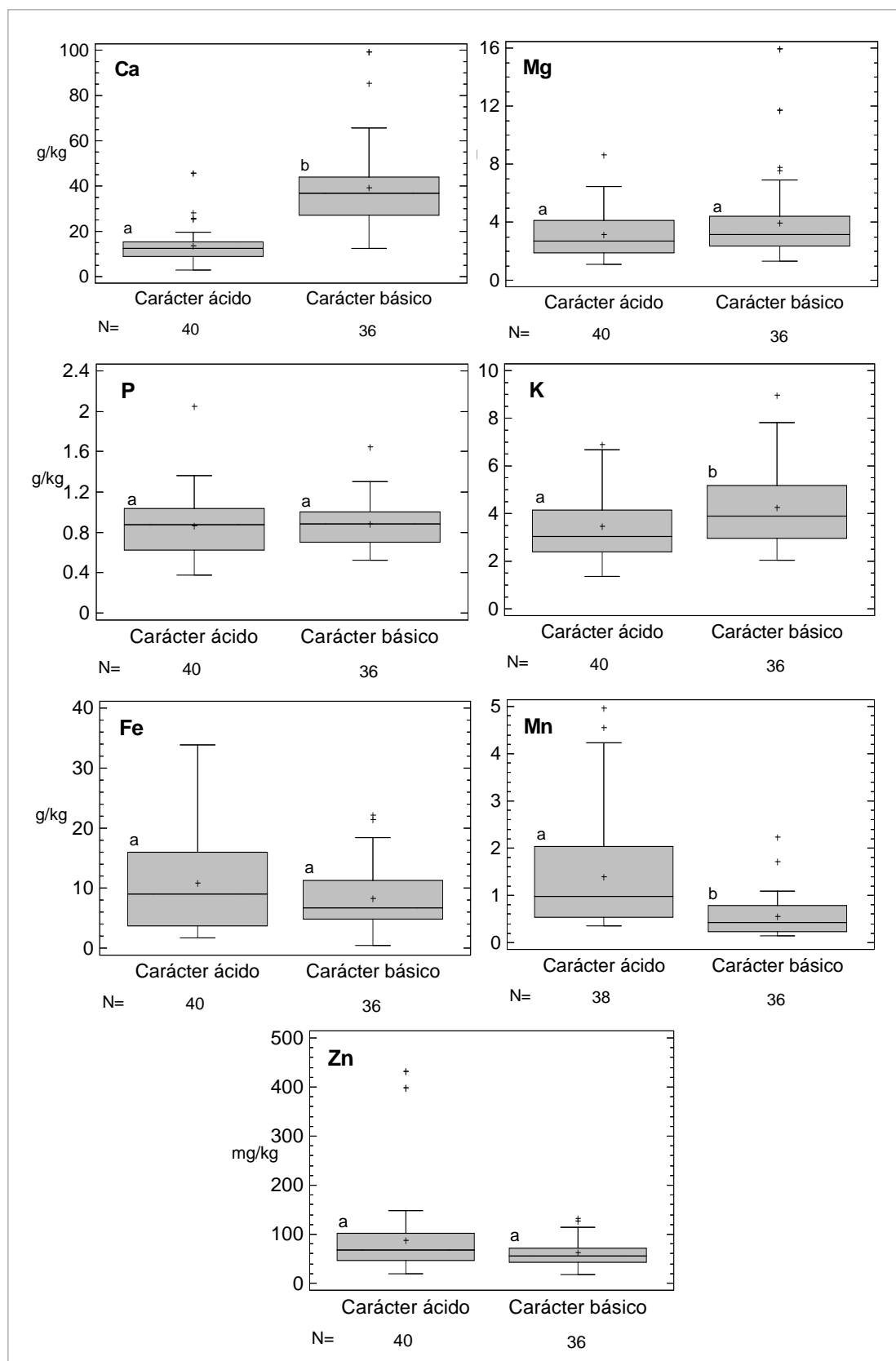
Relación de la composición química de la capa orgánica con el sustrato edáfico

Con el objeto de estudiar la influencia del sustrato edáfico en la composición química de las capas orgánicas de los suelos de encina estudiados, se ha realizado un análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis entre los contenidos de nutrientes de la capa orgánica según el carácter ácido-básico del suelo (Fig. 4.2.2.57) el cual influye en la disponibilidad de los nutrientes.

Las propiedades ácido-base del suelo influyen, como cabía esperar, en la mediana de Ca obtenida en las capas orgánicas de los suelos estudiados, siendo significativamente ($p < 0.001$) más alta en suelos de carácter básico (36.8 g kg^{-1}) que en suelos de carácter ácido (12.5 g kg^{-1}). En el caso del K también se ha constatado diferencias significativas presentando los suelos básicos en la capa orgánica una mediana significativamente más alta (3.9 g kg^{-1}) que el presentado en las capas orgánicas de los suelos ácidos (3.0 g kg^{-1}), debido principalmente a que al bajar el pH del suelo disminuye la capacidad de fijación del K, siendo desplazado por otros compuestos (hidroxialuminicos).

El efecto del pH del suelo sobre los contenidos de micronutrientes obtenidos en las capas orgánicas ha sido contrario debido a que la disponibilidad de estos elementos disminuye al aumentar el pH, siendo los contenidos medios de Fe, Mn y Zn más bajos en suelos básicos que suelos ácidos, aunque estas diferencias solamente han sido significativas en el caso del Mn.

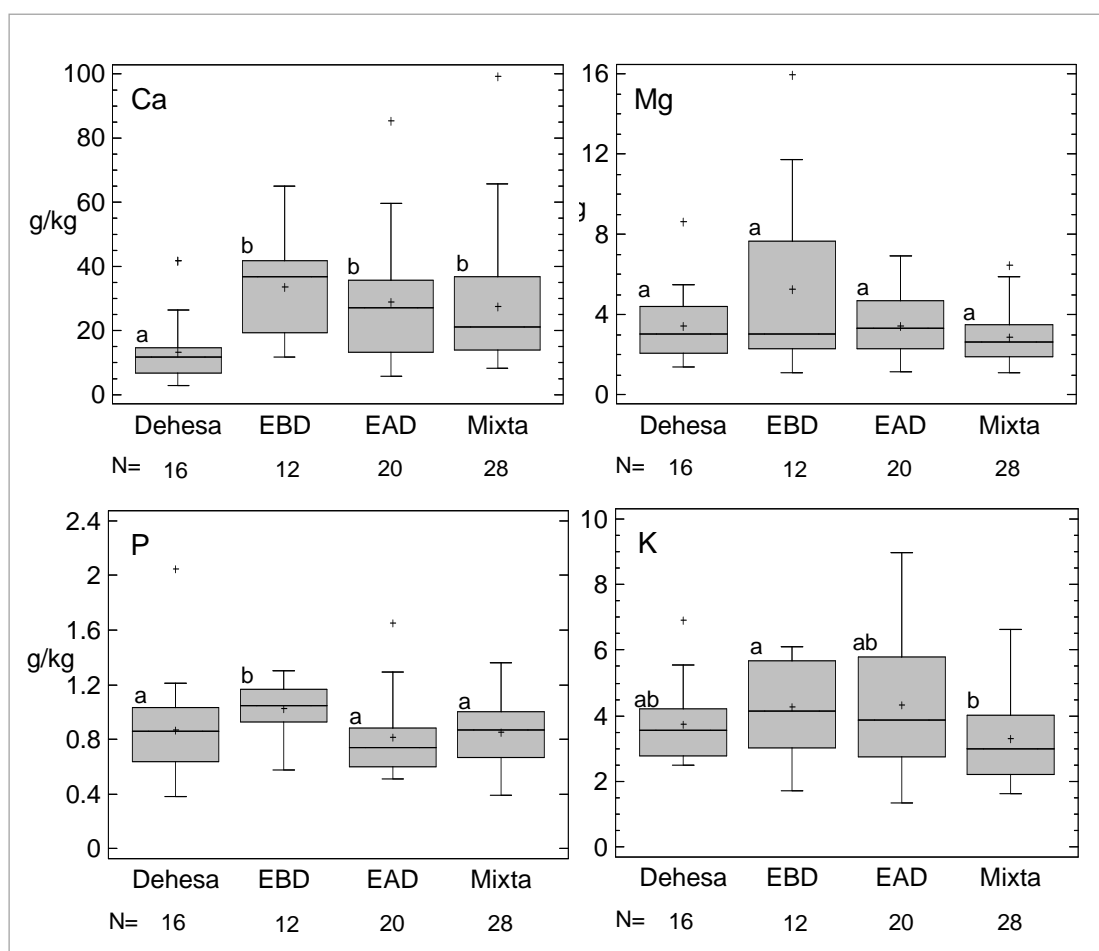
Figura 4.2.2.57 Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de los contenidos medios de calcio, magnesio, potasio y fósforo (g kg^{-1}) y hierro, manganeso y zinc (mg kg^{-1}) en las capas orgánicas según el carácter ácido-básico del suelo



Relación de la composición química de la capa orgánica con el tipo de formación forestal

Con el objeto de estudiar la posible influencia que el tipo de formación forestal pueda tener en los niveles de nutrientes de las capas orgánicas de los suelos estudiados, se ha realizado un análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis (Fig. 4.2.2.58 y Fig. 4.2.2.59). En las cuatro formaciones clasificadas se combina el efecto del clima, suelo, densidad arbórea y composición de especies.

Figura 4.2.2.58 Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de los contenidos medios de calcio, magnesio, potasio y fósforo (g kg^{-1}) en las capas orgánicas según el tipo de formación forestal: dehesa, encinar de baja densidad (EBD), encinar de alta densidad (EAD) y formaciones mixtas.



Las formaciones de dehesas presentan en las capas orgánicas la mediana de Ca significativamente ($p < 0.01$) más baja, (11.7 g kg^{-1}), respecto a las otras tres formaciones estudiadas, presentando el grupo de encinares de baja densidad la mediana más alta, (36.8 g kg^{-1}), mientras que el resto de las formaciones (EAD y Mixta) presentan medianas

intermedias (27.1 y 21.1 g kg⁻¹, respectivamente). Este resultado refleja la fuerte influencia del sustrato edáfico respecto al clima, densidad o composición arbórea, ya que la mayor parte de las dehesas están situadas sobre sustratos ácidos y presentan el valor medio de pH más bajo, mientras que los suelos en los que se desarrolla el grupo EBD presentan el valor medio de pH más elevado (Fig. 4.2.2.5), siendo más heterogéneos los suelos en los que se desarrollan las otras dos formaciones forestales (EAD y Mixta).

En los contenidos de P tampoco se observa un efecto de la densidad arbórea puesto que las formaciones EBD presentan la mediana de P significativamente ($p < 0.01$) más alta (1.05 g kg⁻¹), respecto a las otras tres formaciones, correspondiendo a las formaciones EAD la mediana más baja (0.74 g kg⁻¹). Este resultado puede ser debido al efecto combinado, por un lado de las propiedades químicas del suelo al facilitar suelos con pH elevados (EBD) la fijación del P, mientras que suelos ricos en materia orgánica (EAD) suelen tener bajos niveles de fijación de P. Y por otro lado, a las condiciones climáticas al disminuir en ambientes más secos la actividad microbiana del suelo (Matías et al. 2011). En este sentido cabe destacar la actividad de la fosfatasa que ha sido estudiada por diversos autores en los restos orgánicos incorporados al suelo procedentes de la especie *Q. ilex* (Criquet et al. 2004; Sardans et al. 2008) y que incrementarían los contenidos de P en las capas orgánicas. Estas condiciones climáticas de bajas precipitaciones se producen en las formaciones EBD al presentar la precipitación media anual más baja de las cuatro formaciones estudiadas (Tabla 4.1.1). El contenido medio de P obtenido en las formaciones mixtas ha sido superior (0.85 g kg⁻¹) al obtenido por otros autores (Matías et al. 2011) en bosques mixtos de *Q. ilex* y coníferas (0.60 g kg⁻¹).

En los contenidos medios de Mg y K si parece que ha influido la composición arbórea al presentar las formaciones mixtas los contenidos medios más bajos (2.85 y 3.30 g kg⁻¹, respectivamente), aunque estas diferencias no han sido significativas, salvo en las medianas de K de formaciones mixtas y EBD. Estos bajos contenidos pueden ser debidos a un efecto positivo de la diversidad de especies en la velocidad de descomposición de los restos orgánicos incorporados al suelo, que ha sido estudiado por diversos autores (Bonanoni et al 2010; Maisto et al 2011) en vegetación mediterránea, obteniendo estos autores una mayor liberación de nutrientes al suelo.

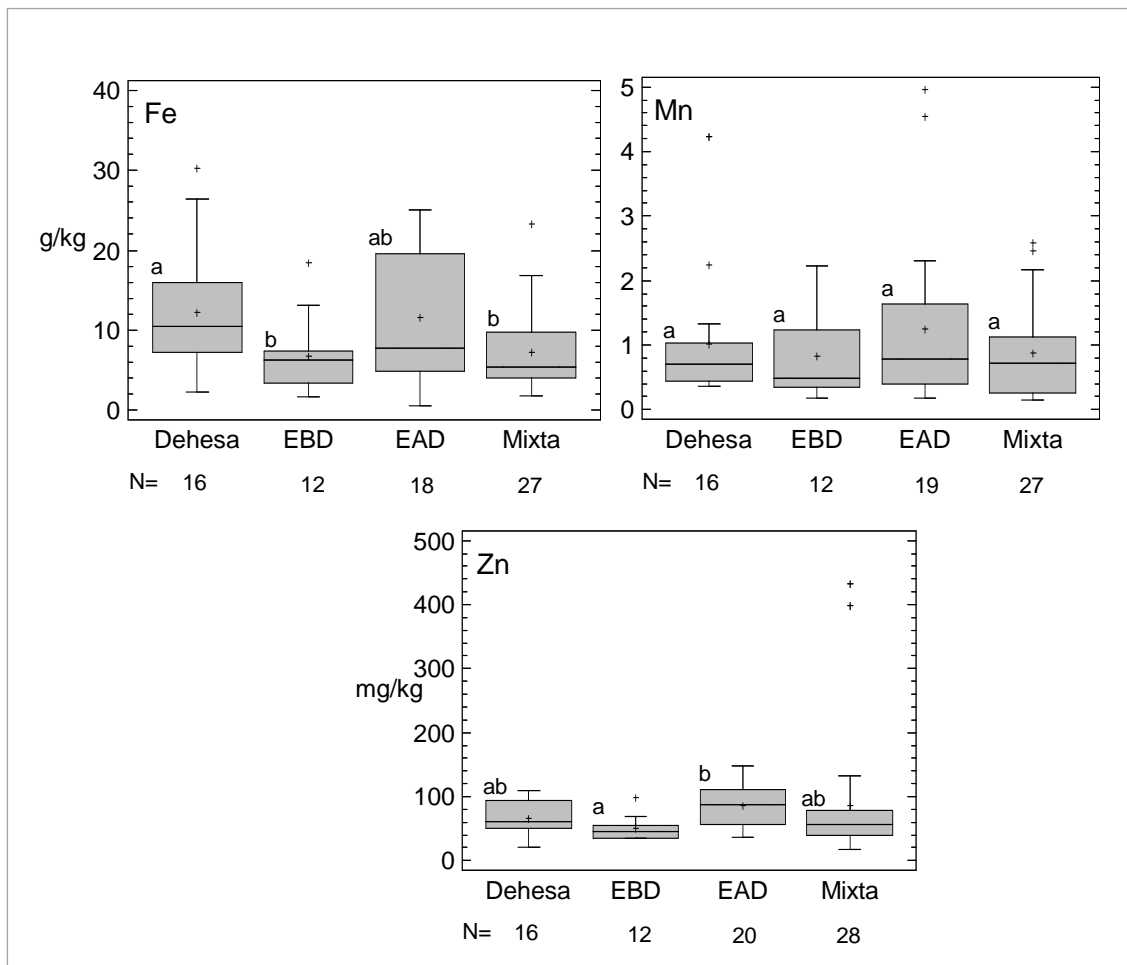
Los resultados del análisis de anova respecto a los contenidos de micronutrientes en la capa orgánica (Fig. 4.2.2.58) reflejan en general que el tipo de formación forestal influye, aunque no de forma muy significativa, en dichos contenidos. En el caso del Fe se ha obtenido diferencias significativas ($p < 0.01$) entre la mediana presentada en las capas

orgánicas de suelos de dehesas (10.5 g kg^{-1}) y las presentadas en EBD (6.24 g kg^{-1}) y formaciones mixtas (5.37 g kg^{-1}). La mediana obtenida de Fe en suelos de dehesas puede ser debida principalmente al carácter ácido presentado en estos suelos a los cuales corresponde la concentración media de Fe soluble más elevada. Por otra parte la mediana más baja presentada en las formaciones mixtas desarrolladas en suelos más heterogéneos, aunque con una heterogeneidad similar a la presentada en las formaciones EAD y EBD, puede ser debido, al efecto positivo de la diversidad arbórea en la liberación del hierro al suelo al aumentar la velocidad de descomposición de los restos orgánicos, que ha sido estudiado por diversos autores en el caso de bosque mixto de *Q. ilex* (Bonanomi et al. 2010; Maisto et al. 2011).

No se han obtenido diferencias significativas de las medianas de Mn entre las cuatro formaciones forestales. Si aunque si hay que destacar que la mediana más baja la presentan las formaciones de EBD (0.48 g kg^{-1}), que son las formaciones que se desarrollan sobre suelos con mayor valor medio de pH y que como se ha visto anteriormente (Fig. 4.2.2.56) coincide con el hecho de que suelos básicos presentan contenidos de Mn significativamente inferiores a los presentados en suelos ácidos. La composición y densidad arbórea no influye en los contenidos de Mn ya que los valores de la mediana en suelos de dehesas (0.71 g kg^{-1}), EAD (0.78 g kg^{-1}) y formaciones mixtas (0.72 g kg^{-1}) son muy similares entre sí. Sin embargo otros autores, (Maisto et al. 2011) han encontrado un efecto positivo de la composición mixta en las capas orgánicas al aumentar la velocidad de descomposición e incrementar la liberación del Mn al suelo, disminuyendo por lo tanto su retención en la materia orgánica del suelo.

En el caso del Zn, las formaciones EAD presentan en las capas orgánicas un valor de la mediana significativamente ($p < 0.01$) más alto (87 mg kg^{-1}) que el presentado por las formaciones EBD (46 mg kg^{-1}), correspondiendo a las formaciones mixtas un valor de la mediana de Zn (56 mg kg^{-1}) intermedio entre el presentado por las formaciones de baja y alta densidad. Este resultado parece indicar por un lado la influencia de la densidad arbórea, al ser el Zn un elemento que se encuentra retenido en la materia orgánica del suelo y por otro, la influencia de las propiedades químicas del suelo al presentar los suelos calizos contenidos más bajos de Zn (Fig. 4.2.2.56), correspondiendo a las formaciones EBD ambas circunstancias, un valor medio de pH elevado y bajo contenido medio de materia orgánica.

Figura 4.2.2.59 Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de los contenidos medios de hierro, manganeso (g kg^{-1}) y zinc (mg kg^{-1}) en las capas orgánicas según el tipo de formación forestal: dehesa, encinar de baja densidad (EBD), encinar de alta densidad (EAD) y formaciones mixtas



C/N, C/P y N/P

La calidad de la materia orgánica afecta a la velocidad de descomposición de los restos orgánicos incorporados al suelo. Las relaciones entre el contenido de carbono y los contenidos de nutrientes, especialmente N y P al ser ambos de manera frecuente nutrientes limitantes de la producción primaria especialmente en ecosistemas mediterráneos (Sardans et al. 2004), han sido ampliamente utilizadas como indicadores de la calidad de la materia orgánica (Berg et al. 1987; Taylor et al. 1989; Aber et al. 1990; Vitousek et al. 1994; Aerts 1997; Sardans et al 2008; Bonanoni et al.2010; Jacob et al. 2010; Moore et al 2011)

Los índices utilizados en este trabajo como indicadores de la calidad de la materia orgánica en las capas orgánicas de los suelos estudiados han sido: la relación C/N ya estudiada en el apartado 4.2.2.4, la relación C/P y la relación N/P (Tabla 4.2.2.9).

Tabla 4.2.2.9. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 de las relaciones C/N, C/P y N/P en las capas orgánicas de los suelos estudiados

	N	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
C/N	77	13.3	23.6	22.3	40.2	17.5	30.9
C/P	76	100.6	358.4	334.1	705.3	193.5	538.2
N/P	76	6.5	15.1	14.3	26.0	9.7	20.4

Las relaciones C/N y C/P presentan un amplio rango de variación con valores comprendidos entre 13 y 40 en el primer caso y entre 101 y 705 en el segundo. Esta variabilidad refleja las diferentes propiedades fisicoquímicas del suelo y las diferentes condiciones climáticas de los puntos estudiados. El valor medio de C/N obtenido en las capas orgánicas de los suelos estudiados ha sido de 24, similar al obtenido por otros autores en capas orgánicas de suelos en los que también se desarrolla la especie *Q. ilex* (Cotrufo et al 1994; Cortez et al 1996; Bonanomi et al 2010), pero inferior al obtenido por Fioretto et al (2007) en el sur de Italia con un valor de C/N de 46 que reflejaría una menor calidad de la materia orgánica y condiciones más desfavorables para la descomposición de la materia orgánica. En el caso de la relación C/P el valor medio obtenido en este trabajo (358) ha sido inferior al obtenido por otros autores (Sardans et al. 2008) en capas orgánicas sobre *Q. ilex* con un valor de C/P de 600, esta relación más baja encontrada en este trabajo podría ser consecuencia de unas condiciones climáticas más favorables para la descomposición de la materia orgánica unido a condiciones del sitio que disminuyan la disponibilidad del P y favorezcan la retención del P en la materia orgánica, entre las que se encontrarían condiciones de déficit hídrico y el pH del suelo que en el caso de los suelos estudiados se trata en su mayor parte de suelos ácidos ($\text{pH} < 7$) y alcalinos ($\text{pH} > 7$).

Si comparamos con bosques mixtos de *Pino* y *Q. ilex* las relaciones C/N y C/P obtenidas en la bibliografía han sido superiores a las obtenidas en este trabajo con un valor de 49 para C/N y de 599 en el caso de C/P (Matías et al. 2011), reflejando la influencia de la composición arbórea, además del clima, en la calidad de la materia orgánica.

En capas orgánicas de suelos desarrollados sobre otras especies de *Quercus* perennifolios (*Q. coccifera* y *Q. suber*) otros autores (Martín et al. 1996; Ferrán et al. 2005) han encontrado valores de C/N similares (24 y 38 respectivamente) a los encontrados en la especie *Q. ilex*, mientras que estos mismos autores han obtenido valores de C/P superiores (785 y 448) a los obtenidos en este trabajo.

Si comparamos en la bibliografía las relaciones C/N y C/P obtenidas en capas orgánicas bajo especies caducifolias, estas han sido inferiores para la relación C/N y superiores en el caso de la relación C/P con valores de 18 y 483, respectivamente para la especie *F. sylvatica* (Trap et al. 2011) y de 18 y 469 respectivamente para la especie *Q. robur* (Balboa-Murias et al. 2006).

La relación N/P presenta un rango de variación más estrecho con valores comprendidos entre 6.5 y 26.0. En restos orgánicos procedentes de otras especies de *Quercus* perennifolios (*Q. suber*) otros autores han encontrado relaciones de N/P más bajas que la relación media obtenida en este trabajo, con valores de 6.7 (Martín et al. 1996) y 5.0 (García Fernández et al. 2008), aunque también se han encontrado relaciones más altas (32.6) en el caso de la especie *Q. coccifera* (Ferrán et al 2005). En bosques mixtos de *Q. ilex* y Pino Matías et al. (2011) obtuvieron relaciones de N/P ligeramente inferiores (12.2), lo que podría indicar la influencia de la composición de especies en la dinámica de liberación y acumulación de los elementos N y P en los restos orgánicos. Si comparamos la relación N/P obtenida en la bibliografía en capas orgánicas bajo especies de *Quercus* caducifolios, estas han sido superiores a la relación media encontrada en este trabajo, con valores de N/P de 19 para *Q. rubra* (Piatek et al. 2009) y de 27 para *Q. robur* (Balboa-Murias et al. 2006).

Estudiando en conjunto especies de frondosas y de coníferas Moore et al (2011) obtuvo en restos orgánicos semidescompuestos (con un 20% del C inicial) un valor medio de C/N de 25, un valor medio de C/P de 427 y un valor medio de N/P de 16.6, estos valores son más similares a los obtenidos en las capas orgánicas de los suelos estudiados en este trabajo las cuales están constituidas principalmente por materiales semidescompuestos.

La dinámica de los nutrientes N y P puede ser interpretada en términos de niveles críticos de las relaciones C/N y C/P por encima de los cuales se produciría su inmovilización debido a que dichas relaciones controlarían la liberación del N y P durante el proceso de descomposición, en el cual la liberación se producirá cuando las

necesidades de estos elementos por parte de los microorganismos hayan sido satisfechas. De este modo bajas relaciones de C/N y C/P (que indicarían elevadas concentraciones de N y P) producirían la liberación del N y P, mientras que por el contrario elevadas relaciones de C/N y C/P darían lugar a la inmovilización de dichos elementos ya que los microorganismos los utilizarían de fuentes externas y no de la materia orgánica (Parton et al. 2007).

A escala global diversos estudios han establecido que la liberación del N empieza cuando la relación media de C/N en los restos vegetales incorporados al suelo es menor de 40 (con un rango comprendido entre 31 y 48). Estos valores han sido determinados sobre una gran diversidad de ecosistemas (desde pastos de clima árido hasta bosques tropicales) por Parton et al (2007). A menor escala, Moore et al (2006) establecieron en suelos forestales de Canadá, bajo una gran diversidad de especies forestales, (tanto frondosas como coníferas), niveles críticos de C/N para la liberación del N de entre 37 y 51 y niveles críticos de C/P para la liberación de P entre 700 y 900. En el caso concreto de restos orgánicos procedentes de la especie *Q. ilex*, Bonanomi et al (2010) obtuvo que el N se acumulaba a valores de C/N de 33.

De acuerdo con estos estudios las relaciones medias de C/N y C/P obtenidas en las capas orgánicas de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex* se encuentran por debajo de los niveles críticos para la liberación tanto del N como del P y solamente un 5% de los suelos presentarían valores de $C/N \geq 33$ en los que se podría producir la acumulación del N mientras que en un porcentaje todavía menor de suelos (el 3%) se podría producir la acumulación del P.

La relación N/P refleja la influencia tanto del N como del P en relación al carbono e indica la dinámica de los mismos durante el proceso de descomposición. En estudios realizados sobre suelos forestales Moore et al. (2011) determinaron que restos vegetales con valores bajos de la relación N/P (valor medio de 8.7), son los que presentaron una liberación más rápida del P frente a la del N, mientras que valores intermedios de N/P de 15.3 fueron presentados en restos vegetales en los que las velocidades de liberación para ambos elementos fueron similares, y restos vegetales en los que la liberación del N fue más rápida frente a la del P presentaron valores más altos de N/P con un media de 25.7. De acuerdo con estos resultados el valor medio de N/P (15.1) obtenido en este trabajo podría indicar dinámicas similares de ambos elementos durante el proceso de descomposición.

En la liberación e inmovilización del N y P van a influir diversos factores como el clima, composición química de la capa orgánica (Berg y McClaugherty 1989), sustrato edáfico (Hobbie y Vitousek 2000; Moore et al. 2006) y la comunidad microbiana (Beare et al. 1992; Frey et al. 2004). Con el objeto de estudiar la influencia de las variables climáticas y de la composición química en la dinámica del N y P en las capas orgánicas de los suelos estudiados se ha realizado un análisis de regresión lineal de las relaciones C/N, C/P y N/P frente a las variables climáticas (IO, PMA, PMV, TMA y TMV) y contenidos de nutrientes de la capa orgánica. Se ha considerado solamente las ecuaciones con un nivel de significación igual o superior al 95% (Tabla 4.2.2.10, tabla 4.2.2.11 y tabla 4.2.2.12).

No se han obtenido relaciones significativas entre las variables climáticas estudiadas y la relación C/N en las capas orgánicas de los suelos estudiados. Sin embargo si se han encontrado relaciones negativas significativas con los contenidos de K, Fe, Mn y Zn (Tabla 4.2.2.10). Estos resultados indican que elevados contenidos de nutrientes, especialmente de los micronutrientes, favorecerían por un lado la descomposición de la materia orgánica. Este hecho en el caso del Mn ha sido estudiado por diversos autores (Berg et al 2000; Hatakka 2001; Hofrichter et al. 2001; Davey et al. 2007) los cuales han encontrado que elevados contenidos de Mn aumentan la velocidad de descomposición de la materia orgánica debido al papel importante de una enzima la Mn-peroxidasa en la degradación de la lignina lo que daría lugar a bajas relaciones C/N. Por otro lado, elevados contenidos de estos nutrientes podrían disminuir la actividad microbiana favoreciendo una mayor acumulación de N en los restos orgánicos procedentes de la especie *Q. ilex*, hecho que coincidiría con estudios realizados por diversos autores (Laskowski y Berg 1993; de Marco et al. 2002) los cuales determinaron que elevadas concentraciones de metales pesados (Fe, Mn y Zn entre otros), en las últimas etapas del proceso de descomposición, podrían resultar potencialmente inhibitoras para la actividad de los microorganismos.

Hay que destacar que los factores climáticos no han mostrado una influencia significativa en la dinámica del N en los procesos de descomposición de la materia orgánica. Sin embargo, otros autores si han encontrado relaciones positivas significativas entre la relación C/N e índices climáticos como la evapotranspiración (Aerts et al. 1997), aunque hay que tener en cuenta que los datos climáticos incluidos en ese estudio son más heterogéneos ya que incluyen diferentes tipos de clima (templado, mediterráneo y

tropical), mientras que los datos climáticos incluidos en este trabajo corresponden en su mayor parte al clima mediterráneo.

Tabla 4.2.2.10. Modelos de regresión lineal significativos entre los contenidos totales de potasio, hierro, manganeso y zinc de la capa orgánica y la relación C/N.

Variable	d.f	Regresión	R	R ²	p-valor
K	75	C/N=96.8 - 0.91 K	-0.26	0.07	0.0236
Fe	75	C/N=102.9 - 0.0003 Fe	-0.36	0.13	0.0012
Mn	73	C/N=110.6 - 0.003 Mn	-0.33	0.11	0.0042
Zn	75	C/N=115.8 - 0.05 Zn	-0.36	0.13	0.0015

La relación C/P sin embargo si presenta relaciones significativas con las variables climáticas, y con un mayor número de nutrientes en la capa orgánica (Tabla 4.2.2.11). La relación C/P está relacionada negativamente con las variables térmicas, lo que parece reflejar que elevadas temperaturas favorecen la acumulación de P debido a la disminución de la actividad microbiana; mientras que el índice ómbrico y las precipitaciones, solamente, de la época estival han mostrado una relación positiva significativa con la relación C/P, lo que podría indicar que las precipitaciones durante el verano relacionadas con un menor déficit hídrico favorecerían la actividad microbiana (en especial la actividad enzimática de la fosfatasa) y aumentarían la disponibilidad del P.

Por otra parte, se han obtenido relaciones significativas de la relación C/P con todos los nutrientes analizados en las capa orgánica. La relación C/P está relacionada positivamente con los contenidos de N y Ca. En el caso del N dicha relación podría ser explicada por el hecho de que elevados contenidos de N en restos orgánicos producen una degradación más lenta de la lignina (Berg y Ekbohm 1991; Davey et al. 2007) y por tanto una disminución de la velocidad de descomposición de la materia orgánica que se reflejarían en elevados contenidos de materia orgánica sin descomponer, dando lugar a relaciones C/P elevadas. En el caso de la relación del Ca con C/P, esta podría ser explicada por el papel protector que el Ca ejerce frente a la descomposición de la materia orgánica (Llorente et al. 2010b) lo que daría lugar a una mayor acumulación de materia orgánica sin descomponer y por consiguiente elevadas relaciones C/P. Por otro lado, estas relaciones positivas del C/P con el N y Ca también podrían indicar que elevados

contenidos de esos nutrientes favorecían la actividad microbiana y aumentarían la liberación del P al suelo.

Tabla 4.2.2.11. Modelos lineales significativos de la relación C/P y los nutrientes de la capa orgánica y de la relación C/P y las variables climáticas.

Parámetro	d.f.	Regresión	R	R ²	p-valor
Variables climáticas					
Índice Ombrico	75	C/P=-96.1 + 33.76 IO	0.41	0.16	0.0003
PMV	75	C/P=597.3 + 2.99 PMV	0.39	0.15	0.0005
TMA	75	C/P=3599 - 29.13 TMA	-0.45	0.21	0.0000
TMV	75	C/P=14308 - 25.32 TMV	-0.47	0.22	0.0000
Nutrientes					
N	74	C/P=662.8 + 12.35 N	0.31	0.10	0.0067
P	75	C/P=925.9 - 187.6 P	-0.39	0.15	0.0006
K	75	C/P=989.79 - 41.33 K	-0.44	0.20	0.0001
Ca	75	C/P=608.5 + 3.05 Ca	0.34	0.11	0.0030
Mg	75	C/P=882.8 - 24.60 Mg	-0.30	0.09	0.0093
Fe	75	C/P=1081 - 0.009 Fe	-0.40	0.16	0.0004
Mn	73	C/P=1256 - 0.074 Mn	-0.33	0.11	0.0046
Zn	75	C/P=1267 -1.067 Zn	-0.28	0.08	0.0134

Las relaciones negativas de la razón C/P con los nutrientes K, Mg, Fe, Mn y Zn podrían ser explicadas de la misma manera que lo han sido para él C/N. Por un lado podrían ser debidas a bajos contenidos de materia orgánica sin descomponer como consecuencia de una mayor mineralización de la materia orgánica en suelos con elevados contenidos de estos nutrientes en la capa orgánica, hecho que ha sido estudiado por diversos autores para el caso del Mn y que ya ha sido previamente comentado para la relación C/N. Y por otro lado, al hecho de que elevados contenidos de estos nutrientes podrían disminuir la actividad microbiana y bajar la disponibilidad del P con la consiguiente acumulación del mismo, hecho que también ha sido estudiado por otros autores (y que ya ha sido previamente comentado en el caso de la relación C/N). En

el caso de la relación negativa obtenida entre C/P y los contenidos de P era de esperar ya que elevados contenidos de P dan lugar a relaciones bajas de C/P.

La relación N/P presenta relaciones similares a las presentadas por la relación C/P con las variables climáticas y los nutrientes de la capa orgánica (Tabla 4.2.2.12).

Tabla 4.2.2.12. Modelos lineales significativos de la relación N/P y los nutrientes de la capa orgánica y. de la relación N/P y las variables climáticas.

Parámetro	d.f	Regresión	R	R ²	p-valor
Variables climáticas					
Índice Ombrico	75	$N/P = -2.25 + 1.21 \text{ IO}$	0.45	0.20	0.0000
PMV	75	$N/P = 22.22 + 0.11 \text{ PMV}$	0.46	0.22	0.0000
TMA	75	$N/P = 130.6 - 1.05 \text{ TMA}$	-0.51	0.26	0.0000
TMV	75	$N/P = 518.2 - 0.92 \text{ TMV}$	-0.52	0.26	0.0000
Nutrientes					
N	75	$N/P = 24.39 + 0.49 \text{ N}$	0.38	0.15	0.0006
P	75	$N/P = 33.65 - 5.82 \text{ P}$	-0.37	0.14	0.0009
K	75	$N/P = 34.96 - 1.16 \text{ K}$	-0.39	0.15	0.0006
Ca	75	$N/P = 23.43 + 0.10 \text{ Ca}$	0.35	0.12	0.0020
Mg	75	$N/P = 31.60 - 0.61 \text{ Mg}$	-0.23	0.05	0.0458
Fe	75	$N/P = 35.69 - 0.0002 \text{ Fe}$	-0.27	0.08	0.0165

Elevados índices ómbricos y elevadas precipitaciones en verano favorecerían la mineralización y liberación del P frente a la del N, mientras que temperaturas elevadas favorecerían la mineralización y liberación del N frente a la del P. Respecto al efecto de la composición química de la capa orgánica en la relación N/P, se ha obtenido que elevados contenidos de N y Ca favorecerían la acumulación del N y la liberación del P frente a la del N, mientras que elevados contenidos de P, K, Mg y Fe favorecerían la acumulación del P y la liberación del N frente a la del P.

Con el objeto de estudiar las variables que expliquen una mayor variabilidad de las relaciones C/N, C/P y N/P, se ha realizado un análisis de regresión múltiple en el que

se han incluido las variables climáticas (IO, PMA, PMV, TMA y TMV) y los contenidos de nutrientes (N, P, Ca, Mg, K, Fe, Mn y Zn) de la capa orgánica (Tabla 4.2.2.13).

Tabla 4.2.2.13. Resumen de los análisis de multiregresión de las variables climáticas y composición química de la capa orgánica frente a las relaciones C/N, C/P y N/P.

Modelos	Adj R ²	D.f	F- razón	p- valor	Eq. N.
C/N = -97029 - 0.04 Zn + 0.01 PMA - 0.0003 Fe	22%	75	8.8	0.0001	1
C/P= 9244 - 365.9 P + 24.23 N - 14.87 TMV - 0.91 Zn	60%	75	29.6	0.0000	2
N/P= 207.7 - 15.09 P + 1.20 N - 0.33 TMV	82%	73	112.3	0.0000	3

Las variables estudiadas explican un bajo porcentaje de variación de la relación C/N. Solamente un 22 % de la variación es explicada por los contenidos de Zn y Fe determinados en la capa orgánica y por la precipitación media anual (Eq. 1), destacando que el Zn ha sido la variable que más ha influido en dicha ecuación. Un mayor porcentaje de variación de la relación C/P (el 60 %) es explicada por los contenidos de P, N, y Zn y por la temperatura media de verano (Eq. 2), siendo los contenidos de P la variable que más influye en la ecuación. Hay que destacar el elevado porcentaje de variación (el 82 %) de la relación N/P explicado por los contenidos de P, N y por la temperatura media de verano (Eq.3), resaltando la mayor influencia del P frente a la del N en la relación N/P. También cabe señalar la influencia de la temperatura de verano en la dinámica del P, ya que como se ha comentado anteriormente diversos autores han constatado que elevadas temperaturas y condiciones de sequía disminuyen la actividad enzimática de la fosfatasa lo que daría lugar a la acumulación del P en los restos orgánicos incorporados al suelo. A si mismo resalta la importancia del Zn en las relaciones C/N y C/P debido quizás a que intervenga de alguna forma, al igual que el caso del Mn, en el aumento de la velocidad de descomposición de la materia orgánica dando por tanto lugar a bajas relaciones de C/N y C/P.

4.2.2.7. Concentración de elementos en la disolución del suelo

Los cationes liberados mediante el proceso de intemperismo y por descomposición de la materia orgánica varían ampliamente en cuanto a su carga, tamaño y polaridad. Algunos tienden a precipitar, formando nuevos minerales en el suelo (fase sólida); otros tienden a permanecer en solución aunque asociados con la superficie de la

fase sólida (iones intercambiables); otros son menos activos por la carga superficial y por lo tanto, permanecen de manera predominante en la solución de suelo (iones solubles).

La solución del suelo proporciona los nutrientes a las plantas de tal modo que la cantidad disponible de cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} y Na^{+} y los considerados macronutrientes esenciales se encuentran en la misma.

Desde el punto de vista de la nutrición de las plantas la fracción soluble es la que está en contacto directo con el sistema radicular. Hay por lo tanto una relación entre la calidad de la solución del suelo y el crecimiento del sistema radicular de las plantas. Por esto, el modo de obtener los contenidos que la planta puede tomar a partir de la solución del suelo es determinando los contenidos de elementos en el extracto de agua ya que proporcionan una información aproximada de la composición química de la disolución del suelo.

Las concentraciones de elementos en el extracto de suelo en agua, en los suelos de los puntos de muestreo y en la capa mineral más superficial, de 0-10 cm, se resumen en la tabla 4.2.2.14.

Cationes

El orden en el que se presentan los cationes alcalinos, alcalinotérreos y cationes ácidos según su concentración media en la fracción soluble del suelo es: $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Mn} > \text{NH}_4$.

Las elevadas concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} obtenidas en los extractos de suelo estudiados derivan de la presencia de materiales originarios carbonatados. Se detectan bajas concentraciones de los cationes Fe^{3+} , Al^{3+} y Mn^{2+} obtenidas en suelos de carácter básico (que representan el 36 % de los suelos estudiados). Las clases de frecuencia de las concentraciones de los cationes analizados en el extracto no siguen una distribución normal (4.2.2.60). Así se observa que todas las concentraciones de los cationes solubles, presentan una distribución con una acusada asimetría hacia la derecha encontrándose el mayor porcentaje de valores observados en las clases inferiores; esto explica las diferencias observadas entre la media y la mediana (los valores de la mediana son inferiores a la media en la mayoría de los elementos). Dentro de los elementos alcalinotérreos, el 75 % de los suelos estudiados presentan en la fracción soluble del suelo concentraciones de Ca^{2+} entre 3 y 100 mg l^{-1} , presentando el 22 % concentraciones

entre 100 y 300 mg l⁻¹, lo que refleja la presencia de suelos de carácter básico. El catión K⁺ presenta en el 60 % de los suelos concentraciones bajas entre 1.92 y 10 mg l⁻¹; lo mismo ocurre con el Mg²⁺ en el que la clase más inferior (de 0.7 a 5 mg l⁻¹) es la más frecuente (67 %). El catión NH₄⁺ es el que presenta las concentraciones más bajas, de tal modo que el 55 % de los suelos presentan concentraciones que se encuentran en la clase más inferior (de 0 a 0.5 mg l⁻¹). La distribución de las clases de frecuencia en el caso del Na⁺ es más uniforme; en concreto la clase 2 (de 2 a 4 mg l⁻¹) es la más frecuente. El 65 % de los suelos presentan concentraciones de Na⁺ entre 0.9 y 4.0 mg l⁻¹.

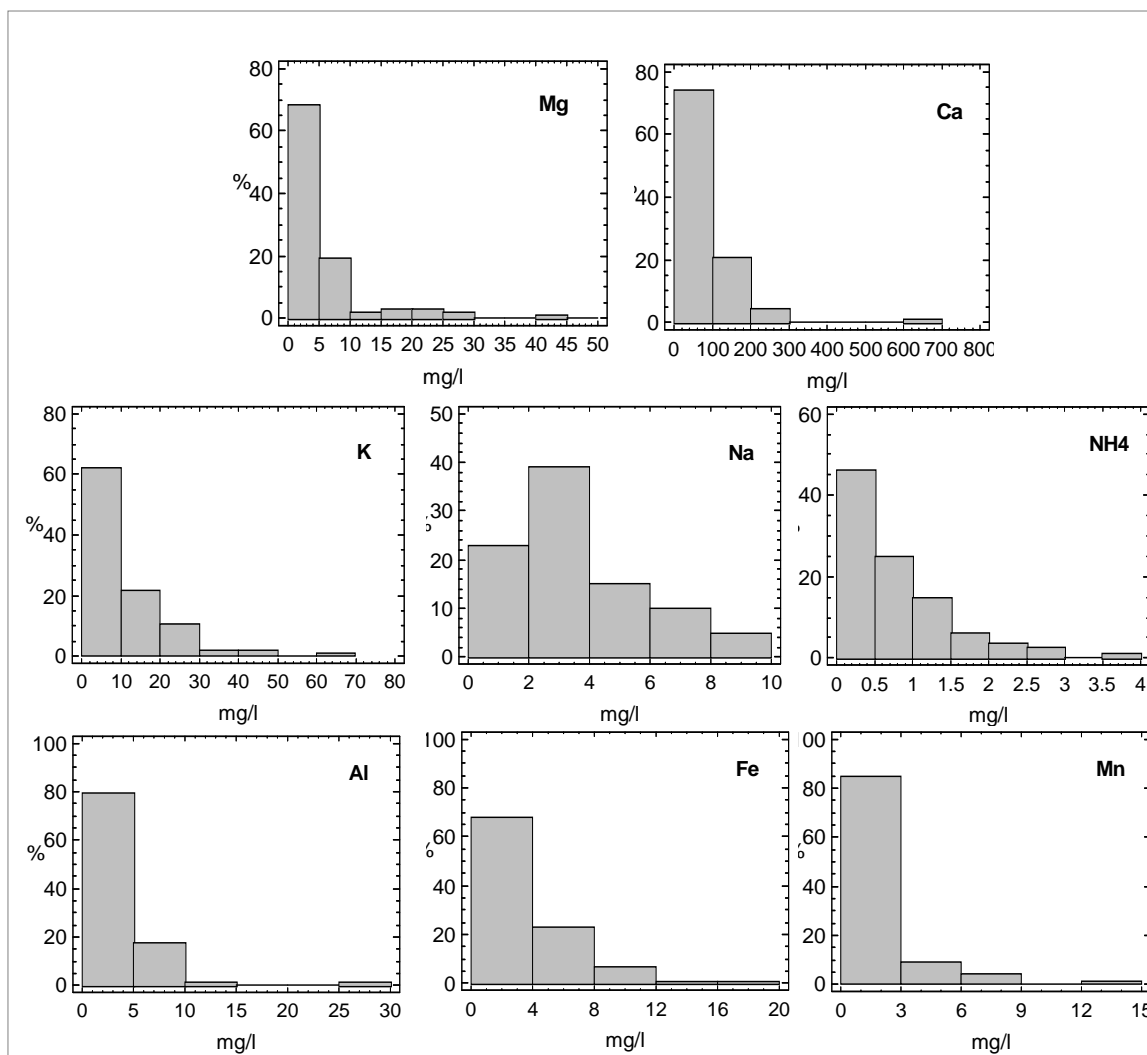
Tabla 4.2.2.14. Valor mínimo, medio, mediana, máximo y percentiles 10 y 90 de valores de pH y concentraciones (mg l⁻¹) de iones mayoritarios en el extracto de agua de capas minerales superficiales de suelo de 0-10 cm de profundidad. N es el nº de puntos en los que el elemento ha sido analizado. LD indica límite de detección del elemento.

Parámetro	N	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
pH	90	4.73	7.51	7.63	8.47	5.85	8.39
Na⁺	103	0.90	4.01	3.41	15.90	1.57	7.41
K⁺	103	1.92	11.46	8.42	60.84	3.34	22.15
Ca²⁺	103	3.00	65.66	25.94	684.61	6.45	151.87
Mg²⁺	103	0.66	6.49	4.01	41.37	1.51	14.66
Al³⁺	91	<LD	2.64	1.11	19.72	0.02	7.10
Fe³⁺	103	<LD	2.97	1.61	18.27	0.05	7.23
Mn²⁺	103	<LD	2.10	0.83	27.21	0.02	5.31
NH₄⁺	93	<LD	0.94	0.58	5.71	0.11	2.16
F⁻	103	<LD	0.34	0.12	2.97	<LD	1.12
Cl⁻	99	1.84	6.79	5.62	27.27	2.65	11.36
NO₃⁻	99	0.14	5.08	1.87	38.01	0.38	13.21
PO₄³⁻	99	<LD	0.32	<LD	12.02	<LD	0.33
SO₄²⁻	99	1.09	21.66	9.47	1054.09	3.59	22.06

Dentro de los cationes ácidos, las concentraciones de Al³⁺ y Mn²⁺ presentan la clase claramente más frecuente, la inferior. El 80 % de los suelos presentan concentraciones de Al³⁺ entre 0 y 5 mg l⁻¹, mientras que en el caso del Mn²⁺, el 85 % de los suelos presentan concentraciones entre 0 y 3 mg l⁻¹. El Fe³⁺ también presenta la clase

1 como la más frecuente (de 0 y 4 mg l⁻¹), aunque de forma menos acusada que el caso del Al³⁺ y Mn²⁺.

Figura 4.2.2.60. Histograma de frecuencias (porcentaje) de las concentraciones de Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺, Na⁺, NH₄⁺, Al³⁺, Mn²⁺ y Fe³⁺, en el extracto de agua de la capa mineral superficial de 0-10cm.



Las elevadas concentraciones medias de los cationes básicos (Ca²⁺, K²⁺ y Mg²⁺) así como su amplio rango de variación en el extracto de suelo explicarían el relativamente elevado valor medio de pH (7.5), así como su amplio rango de variación con valores comprendidos entre 4.7 y 8.5. Hay que destacar el Ca con una concentración media de 64.7 mg l⁻¹ y un amplio rango de variación entre 3 y 684.61 mg l⁻¹. Se observa una concentración media de 139.09 mg l⁻¹ en suelos con valores de pH (H₂O) superiores a 7.0. Finalmente las concentraciones máximas en suelos se manifiestan con valores de pH (H₂O) entre 7.6 y 8.6, cuando predominan las calizas como material originario.

Suelos de carácter ácido con valores de pH (H_2O) <7.0 presentan una concentración media de Ca^{2+} de 22.73 mg l^{-1} y mínimos en suelos con valores de pH (H_2O) entre 5.0 y 6.0 mg l^{-1} , (con predominio de granitos, pizarras y cuarcitas como material originario). Concentraciones medias similares de Ca^{2+} (21.7 mg l^{-1}) han sido encontradas en soluciones de suelo de capas minerales de suelos forestales de carácter ácido por Malinina et al. (2007). En extractos de suelo en agua más diluidos (1:10) de capas minerales de suelos forestales bajo Eucaliptus, (de carácter más ácido) se han encontrado concentraciones medias de Ca^{2+} muy inferiores, de concretamente 1.77 mg l^{-1} según Gago et al. (2002). En ambos casos (Gago et al. 2002; Malinina et al. 2007) la concentración iónica en los extractos está determinada en la proporción 1:10 que sería menor que en los extractos (1:2) realizados en este trabajo. Hay que destacar que las concentraciones de Ca^{2+} en la fracción soluble del suelo está altamente correlacionada y de forma positiva ($R=0.63$) con los contenidos totales de Ca en la capa orgánica.

El segundo catión más abundante es el K^+ y presenta una concentración media de 11.5 mg l^{-1} , con valores máximos en suelos de carácter ácido desarrollados sobre micacitas y pizarras. Apenas hay diferencias en las concentraciones medias de K^+ entre suelos de carácter ácido (11.2 mg l^{-1}) y básico (11.9 mg l^{-1}). A pesar de que en la solución del suelo la concentración iónica sería mayor que la que presentan los extractos de suelo realizados en este trabajo, se han encontrado concentraciones medias muy superiores de K^+ (42.67 mg l^{-1}) en soluciones de suelo de capas minerales de suelos de carácter ácido (Malinina et al. 2007), mientras que en extractos de suelos en agua (1:10) se han encontrado concentraciones de K^+ inferiores (3.89 y 5.17 mg l^{-1}) según Malinina et al. (2007) y Gago et al. (2002). Teniendo en consideración que la concentración iónica en estos extractos (1:10) son más diluidos que la que presenta los extractos realizados en este trabajo, comparablemente dichas concentraciones serían más similares a las obtenidas en nuestro estudio.

El Mg^{2+} presenta su concentración máxima (41.37 mg l^{-1}) en un punto de muestreo, cuyo suelo es clasificado como Regosol calcárico de carácter básico, desarrollado sobre dolomías y con un elevado contenido en CaCO_3 (48 %). Mientras los suelos de carácter ácido, la concentración media de Mg^{2+} es de 4.90 mg l^{-1} , valor de concentración que es más elevado que el encontrado en capas minerales de suelos forestales de carácter ácido por otros autores tanto en extractos de agua de suelo (0.81 y 1.18 mg l^{-1}) como en la solución del suelo (1.74 mg l^{-1}) (Gago et al. 2002; Malinina et al. 2007). Esto indica que suelos de carácter ácido desarrollados bajo la especie *Q. ilex*

presentan concentraciones de Mg^{2+} más elevadas que las que presentan suelos en los que se desarrollan otras especies forestales.

El catión Na^+ es el que presenta la concentración media más baja (4.01 mg l^{-1}) del conjunto de elementos alcalinos y alcalinotérreos. Sus concentraciones máximas se producen en suelos bajo esquistos, localizados en su mayoría en zonas cercanas a la costa. Las concentraciones de Na^+ apenas presentan diferencias entre suelos de carácter ácido (4.14 mg l^{-1}) y básico (3.78 mg l^{-1}). Concentraciones medias muy similares de Na^+ (3.56 mg l^{-1}) han sido encontradas en extractos de suelo en agua (1:10) de capas minerales de suelos forestales de carácter ácido (Malinina et al. 2007; Gago et al. 2002), pero teniendo en cuenta que en esos extractos más diluidos la concentración iónica sería menor, la concentración media de Na^+ obtenida en los extractos de suelo (1:2) bajo la especie *Q. ilex* sería inferior a la obtenida en la bibliografía.

Las concentraciones medias de los cationes de carácter ácido en la fracción soluble del suelo son inferiores a las que presentan los cationes alcalinos y alcalinotérreos. Las concentraciones medias de los cationes Fe^{3+} (2.97 mg l^{-1}) y Al^{3+} (2.64 mg l^{-1}) son muy similares, al igual que sus rangos de variación; ambos cationes presentan concentraciones máximas en un suelo de carácter ácido (Acrisol háplico sobre cuarcitas). Las concentraciones medias de Fe^{3+} y Al^{3+} en suelos de carácter ácido son 4.63 y 4.46 mg l^{-1} respectivamente, mientras que en suelos de carácter básico las concentraciones medias tanto de Fe^{3+} como Al^{3+} son muy bajas (0.10 mg l^{-1}). El Mn^{2+} es el catión que presenta la concentración media más baja (2.10 mg l^{-1}), siendo la concentración máxima la de un suelo de carácter ácido sobre pizarras (Leptosol lítico).

Las propiedades acido-base de la solución del suelo afectan a los “stocks” de nutrientes disponibles en el suelo y a la velocidad de liberación de nutrientes como el Ca^{2+} o de elementos tóxicos como el Al^{3+} . Con el objeto de estudiar la influencia del pH de la fase sólida del suelo en las concentraciones de los cationes en la fracción soluble se ha realizado un análisis anova con posterior test de Kruskal-Wallis. Como resultado de dicho análisis se han constatado diferencias significativas de las medianas de las concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} y Mn^{2+} entre suelos de carácter ácido y básico (Fig. 4.2.2.61).

Los suelos de carácter básico presentan, como cabía esperar, medianas de concentraciones de Ca^{2+} (114.78 mg l^{-1}) y Mg^{2+} (5.38 mg l^{-1}), significativamente ($p < 0.01$)

más altas que las que presentan los suelos ácidos, 14.35 mg l⁻¹ y 3.43 mg l⁻¹ respectivamente.

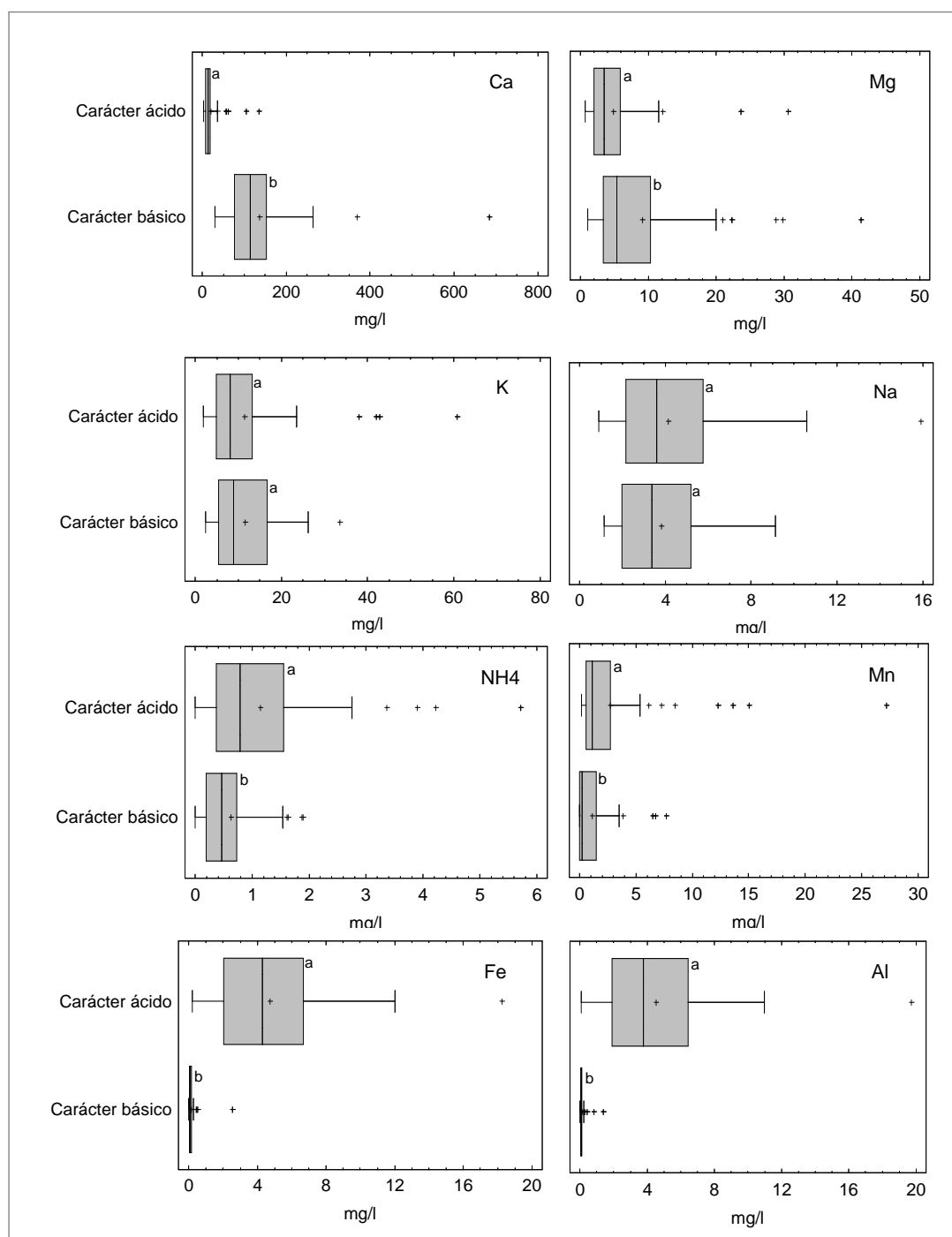
La mediana de la concentración de NH₄⁺ es significativamente (p<0.01) más alta en suelos de carácter ácido (0.79 mg l⁻¹), que en suelos de carácter básico (0.47 mg l⁻¹), lo que indica la baja solubilidad del catión NH₄⁺ a pH básico. No se ha constatado una influencia significativa de las propiedades acido-base del suelo en las concentraciones de Na⁺ y K⁺ en el extracto de suelo, a pesar de que la absorción del K⁺ disminuye tanto a pH básicos como ácidos, siendo óptima a valores de pH próximos a la neutralidad. Estos resultados podrían ser explicados por la elevada movilidad de estos cationes monovalentes al ser débilmente retenidos en el complejo de cambio. Además en el caso del K⁺ es un nutriente que es renovado constantemente en la solución del suelo dependiendo de las necesidades de la planta, y en el caso del Na⁺ es un elemento que es fácilmente lixiviado debido a que la fuente principal de este elemento en la solución del suelo van a ser sales muy solubles procedentes de la meteorización de las rocas y un aporte, aunque menor, de sales de sodio solubles procedentes de la deposición atmosférica (como el cloruro sódico o el sulfato sódico).

Por otro lado, se ha constatado medianas de las concentraciones de Al³⁺ y Fe³⁺ significativamente más altas (p<0.01), como cabía esperar, en suelos de carácter ácido, con medianas de 3.78 mg l⁻¹ y 4.29 mg l⁻¹ respectivamente. En suelos de carácter básico la mediana de Al³⁺ es de 0.06 mg l⁻¹ y de 0.08 mg l⁻¹ en el caso del Fe³⁺. El Fe³⁺ presenta mayores diferencias en sus concentraciones medias entre ambos tipos de suelos. También se han constatado diferencias significativas (p<0.01) entre las medianas (test de Kruskal-Wallis) de las concentraciones de Mn²⁺, presentando mayor concentración de Mn²⁺ suelos de carácter ácido (0.91 mg l⁻¹) frente a una concentración de 0.24 mg l⁻¹ en suelos de carácter básico.

Concentraciones medias inferiores de Fe³⁺ y Mn²⁺ han sido encontradas por otros autores en capas minerales de suelos forestales de carácter ácido tanto en la solución del suelo (2.46 mg l⁻¹ y 0.54 mg l⁻¹), como en extractos de agua de suelo 1:10 (0.62 y 0.05 mg l⁻¹) según Malinina et al. (2007). En este caso habría que tener en cuenta que la concentración iónica sería menor al ser los extractos más diluidos al igual que en el caso del Fe³⁺ y Mn²⁺, en la bibliografía (Gago et al. 2002) han encontrado en extractos de agua (1:10) de suelos forestales de carácter ácido concentraciones medias de Al³⁺ muy inferiores (0.65 mg l⁻¹), aunque habría que tener en cuenta la menor concentración iónica de estos extractos más diluidos. Estos resultados indicarían en todo caso que las

concentraciones de los cationes ácidos obtenidas en extractos de agua de suelos ácidos desarrollados sobre la especie *Q. ilex* adquieren una importante relevancia respecto a las obtenidas en otros suelos, también de carácter ácido, bajo otras especies forestales

Figura 4.2.2.61. Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de las concentraciones (mg l^{-1}) de Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , Na^+ , NH_4^+ , Al^{3+} , Mn^{2+} y Fe^{3+} presentes en la fracción soluble del suelo (capa 0-10 cm) según suelos de carácter básico ($n=40$) y ácido ($n=63$).



Aniones

Para mantener a largo plazo la productividad de un ecosistema forestal la velocidad de entrada de nutrientes debe ser igual o superior a la velocidad de pérdida de los mismos, bien a través de procesos como lixiviación, erosión, incendios o prácticas de manejo entre otros. Los procesos de pérdida a través del lixiviado van a estar limitados por la producción y movilidad de los aniones en la solución del suelo (Johnson y Cole 1980; Cole 1995) teniendo por lo tanto cada anión un papel diferente en dicho proceso.

Los aniones mayoritarios analizados en este trabajo han sido: (1) nitratos cuyas fuentes principales en los ecosistemas forestales derivan de la mineralización del N, controlada principalmente por la dinámica de la materia orgánica del suelo y el proceso de nitrificación, el cual depende del nivel de deposición ácida (Ndala et al 2006); (2) sulfatos de relativa abundancia pero que, al ser de solubilidad relativamente alta, son susceptibles de ser lixiviados a horizontes más profundos, por lo que su acumulación en la solución del suelo está ligada a situaciones de especial abundancia como una elevada entrada de este elemento con la deposición atmosférica; (3) cloruros de origen principalmente marino y que al igual que los sulfatos son sales de elevada movilidad a lo largo del perfil del suelo debido a que forman sales de elevada solubilidad; (4) fosfatos procedentes principalmente de la roca madre y de la mineralización de la materia orgánica y cuya concentración en la solución del suelo depende del pH, siendo los fosfatos diácidos (H_2PO_4^-) favorecidos a pH bajos; finalmente (5) fluoruros, que se encuentran en pequeñas cantidades tanto en rocas ígneas como en rocas sedimentarias y tienen características iónicas similares al OH^- que hacen que a menudo le sustituya en estructuras minerales formando en la solución del suelo complejos fuertes con el aluminio (Wild 1993).

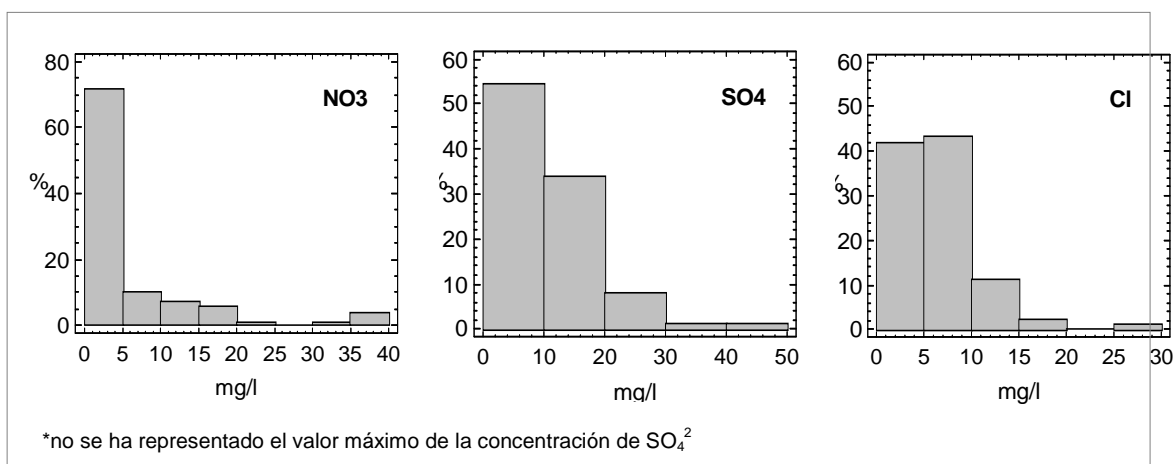
Las clases de frecuencia de las concentraciones de los aniones mayoritarios analizados en el extracto de suelo en agua se resumen en la figura 4.2.2.62. Al igual que en el caso de los cationes presentan una distribución con asimetría hacia la derecha con una mayor frecuencia de valores observados situados en las clases inferiores. Esta asimetría explica la acusada diferencia entre la media y la mediana de los aniones estudiados.

Las concentraciones del anión NO_3^- presentan una clase de frecuencia claramente más abundante en la que el 72 % de los suelos presentan concentraciones entre 0.2 y 5.0 mg l^{-1} , mientras que las concentraciones de los aniones SO_4^{2-} y Cl^- se distribuyen con

una asimetría hacia la derecha menos acusada. El Cl^- presenta 2 clases más frecuentes, la clase 1 (de 0 a 5 mg l^{-1}) y la clase 2 (de 5 a 10 mg l^{-1}) mientras que el 54 % de los suelos estudiados presenta concentraciones de SO_4^{2-} entre 0 y 10 mg l^{-1} .

En la fracción soluble del suelo, el anión SO_4^{2-} es el que ha presentado mayor concentración con una mediana de 9.5 mg l^{-1} y un valor medio más elevado, 21.7 mg l^{-1} ; esto es debido a la presencia de un punto de muestreo con un suelo sobre margas yesíferas en el que se produce una concentración de sulfatos muy elevada (1054 mg l^{-1}). Hay autores que también han encontrado el anión sulfato como el anión mayoritario en la solución del suelo de horizontes minerales de suelos forestales (Cronan y Grigal 1995); sin embargo otros autores han determinado el anión nitrato como anión mayoritario en la fracción soluble de suelos forestales bajo especies de coníferas (Alewell et al. 2000; Ndala et al. 2006).

Figura 4.2.2.62. Histograma de frecuencias (porcentaje) de las concentraciones de Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^- en el extracto de agua de la capa superficial mineral de 0-10cm.



El Cl^- es el anión que presenta la concentración media más elevada (6.79 mg l^{-1}) después del anión SO_4^{2-} . Las concentraciones máximas de Cl^- se han obtenido en suelos que presentan también concentraciones máximas de Na^+ (15.9 y 8.9 mg l^{-1}), concentraciones que pueden ser debidas a la influencia marina, al estar dichos puntos situados próximos a la costa. En suelos forestales el anión Cl^- se presenta en la solución del suelo co-dominando con el NO_3^- (Ndala et al. 2006); otros autores también han encontrado elevadas concentraciones de Cl^- en extractos de pasta saturada en suelos de pastizales (Echeverría 2000).

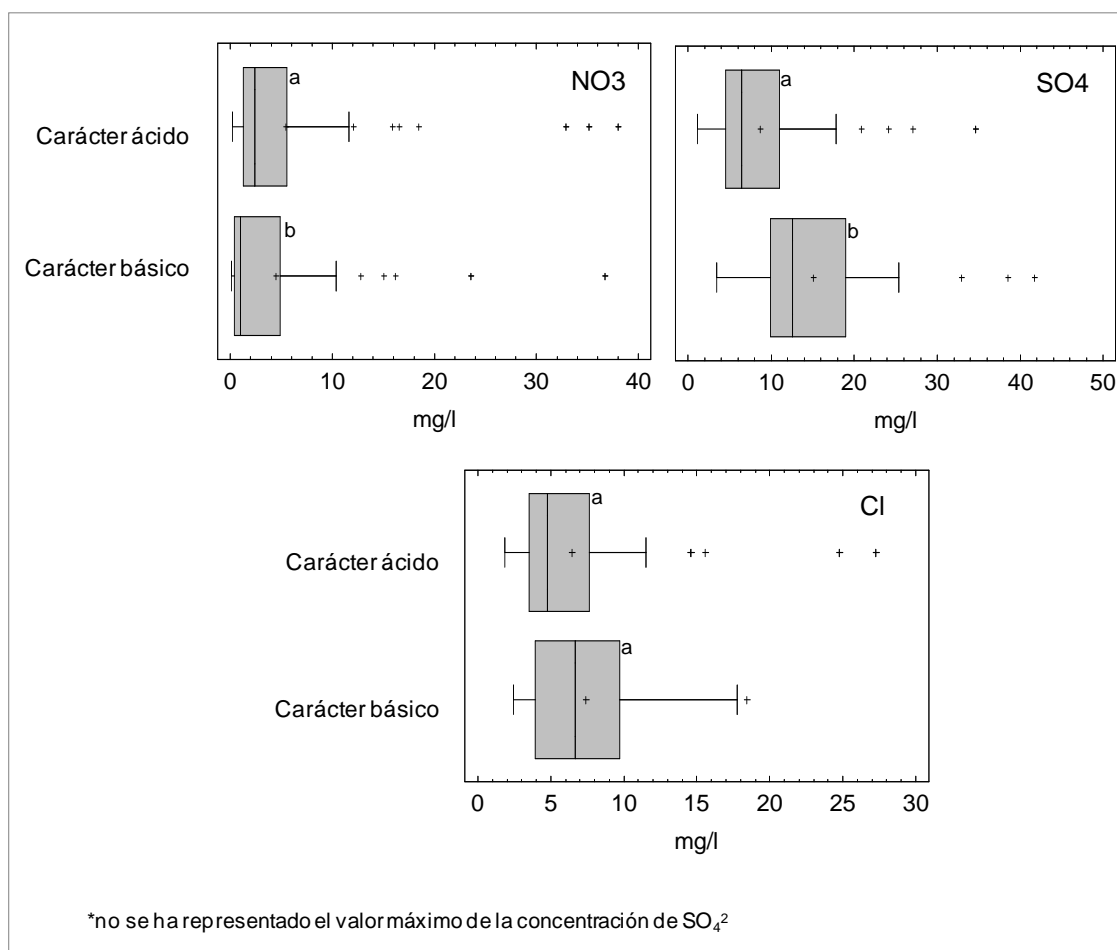
La concentración media del anión NO_3^- es inferior (5.1 mg l^{-1}) a la presentada por los otros dos aniones mayoritarios, presentando un amplio rango de variación (entre 0.14 y 38.0 mg l^{-1}), siendo la forma inorgánica de nitrógeno más abundante en la fracción soluble del suelo respecto a la concentración media del ion NH_4^+ , que ha sido de 0.94 mg l^{-1} . Si comparamos las medianas dichas diferencias en concentración se reducen debido a la enorme variabilidad en las concentraciones de NO_3^- , disminuyendo su mediana a 1.87 mg l^{-1} . La menor concentración de NH_4^+ podría ser debida a que el amonio producido por amonificación es rápidamente consumido por diversos procesos (nitrificación, inmovilización microbiana y uso por las plantas) además de posibles pérdidas por lixiviación. Por otro lado, si comparamos las medianas de NO_3^- y NH_4^+ entre suelos ácidos y básicos, obtenemos una mayor diferencia entre ambos cationes en los suelos de carácter ácido, con un aumento del 50 % de la concentración de NO_3^- respecto a la del NH_4^+ y un aumento del 35 % en el caso de suelos básicos. Este resultado podría ser explicado por una mayor acumulación de nitratos en los horizontes superficiales (0-10 cm) de suelos forestales, siendo este aumento mayor en el caso de suelos ácidos (Ndala et al. 2006). Las concentraciones medias más bajas han correspondido al ion PO_4^{3-} (0.32 mg l^{-1}) y al ion F^- (0.34 mg l^{-1}). El PO_4^{3-} es el anión que presenta el rango de disponibilidad en el suelo más estrecho.

Dada la importancia de las propiedades ácido-base en la disponibilidad de nutrientes en el suelo, así como en la velocidad de pérdida de los mismos, se ha realizado un análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis, para estudiar la influencia del pH de la fase sólida del suelo, en las concentraciones de los aniones mayoritarios en la fracción soluble del suelo (Fig. 4.2.2.63.)

Se han encontrado diferencias significativas entre las medianas de las concentraciones del anión NO_3^- en la solución del suelo (test de Kruskal - Wallis) siendo significativamente ($p < 0.01$) más altas en suelos de carácter ácido (2.38 mg l^{-1}) que en los de carácter básico (0.98 mg l^{-1}). Esto puede indicar la baja disponibilidad del NO_3^- a pH básico, al ser las superficies cargadas positivamente de óxidos, los lugares de adsorción para el NO_3^- , los cuales son creados por protonación en exceso de iones OH^- (Ndala et al. 2006); así se produciría a un mayor nivel de adsorción del anión NO_3^- en suelos de carácter básico. Además habría que añadir el hecho de que al tratarse de horizontes superficiales, influyen de manera importante los radicales de los ácidos húmicos, altamente reactivos, que van a ocupar las cargas protonadas de la superficie de los minerales de la arcilla, aumentando la adsorción de los ácidos húmicos al disminuir el pH

(Kretzschmar et al. 1997), lo que conlleva a una disminución de las cargas sobre las que el anión NO_3^- puede ser adsorbido. Por lo tanto el carácter ácido del suelo de horizontes superficiales, dan lugar a una disminución de la adsorción del NO_3^- y por lo tanto a una mayor disponibilidad del mismo. Estos resultados han sido constatados por Ndala et al. (2006) que obtuvieron correlaciones significativas positivas entre la adsorción del NO_3^- y el pH.

Figura 4.2.2.63. Diagrama de cajas y posterior test de Kruskal-Wallis de las concentraciones de iones SO_4^{2-} , NO_3^- y Cl^- presentes en la fracción soluble del suelo en la capa mineral superficial de 0-10 cm.



En el caso del anión SO_4^{2-} , la mediana de su concentración es significativamente ($p < 0.01$) más alta en suelos de carácter básico (12.55 mg l^{-1}) que la obtenida en suelos carácter ácido (6.46 mg l^{-1}). Ndala et al. (2006) también obtuvieron en extractos de pasta saturada concentraciones de SO_4^{2-} superiores en suelos con sustrato calizo bajo especies de coníferas. Gago et al. (2002) encontraron en extractos de suelo en agua

(1:10) de capas minerales de suelos forestales de carácter ácido, concentraciones medias de SO_4^{2-} más bajas (2.14 mg l^{-1}) aunque si se tiene en cuenta que estos extractos son más diluidos que los utilizados en este trabajo, las diferencias entre las concentraciones encontradas en la bibliografía y las obtenidas en este trabajo no serían tan acusadas. La mayor concentración de SO_4^{2-} obtenida en suelos de carácter básico se debería principalmente a que, en general, la adsorción de sulfatos disminuye cuando se incrementa el pH (Zhang et al. 1996) aumentando por lo tanto su disponibilidad. Esto es debido a que cuando el pH es lo suficientemente alto, el suelo no tiene cargas positivas en superficie, también puede ser porque las fuerzas de atracción para el anión SO_4^{2-} ejercida por las cargas positivas en superficie, están en equilibrio con las fuerzas repulsión ejercidas por las cargas negativas en superficie, lo que conlleva a que el suelo no adsorba el sulfato.

No se han encontrado diferencias significativas entre las medianas de las concentraciones del anión Cl^- entre ambos tipos de suelos, aunque la mediana de cloro ha sido mayor en suelos básicos (6.70 mg l^{-1}) que en suelos de carácter ácido (4.77 mg l^{-1}). Este resultado puede ser debido a que el Cl^- es un anión que se mueve fácilmente a lo largo del perfil del suelo y es retenido más débilmente que los otros aniones estudiados, por lo que la influencia del pH en su disponibilidad sería menor. Ndala et al (2006) tampoco encontraron diferencias entre las concentraciones de Cl^- obtenidas en extractos de pasta saturada de suelos desarrollados sobre material calcáreo y no calcáreo.

Para la realización de balances iónicos y análisis comparativos se resumen las concentraciones de los diferentes cationes (Tabla 4.2.2.15) y aniones (Tabla 4.2.2.16) medidos en el extracto de suelo en unidades de (mmol L^{-1}), así como la suma de cationes y aniones medidos. Estrictamente no se ha podido establecer el balance iónico de la solución del suelo debido a que no se ha determinado los contenidos de carbonatos y bicarbonatos solubles (muy significativos en los suelos de carácter básico), ni tampoco se ha determinado la concentración de los ácidos orgánicos disueltos. También se resumen los valores de las relaciones Ca/Al , BC/Al , NH_4/K y NH_4/Mg (Tabla 4.2.2.17), considerando BC como la suma de las concentraciones de los iones Ca, Mg y K. Hay que tener en cuenta que no se han considerado valores de Ca/Al de todos los suelos estudiados debido a la existencia de concentraciones de Al próximas a cero. Estos índices suelen ser usados como indicadores de los posibles efectos adversos que la acidificación del suelo puede tener sobre el desarrollo de los árboles (Ca/Al y BC/Al) ó como indicadores de niveles críticos relacionados con la disminución de la disponibilidad

de cationes básicos (NH_4/K y NH_4/Mg). Además, dada la importancia de las propiedades ácido-base en la concentración iónica de la solución del suelo, en las tablas de los resultados se han separado las concentraciones iónicas obtenidas en los suelos de carácter ácido de las obtenidas en suelos de carácter básico, incluyendo el resultado del test de Kruskal-Wallis y el valor de la mediana en lugar de la media por la gran variabilidad que presentan las concentraciones iónicas en la fase líquida del suelo.

La abundante presencia de calizas (27 %) en los suelos estudiados junto con la presencia de sulfatos de calcio y de magnesio en el suelo, dan como resultado que las medianas más altas de las concentraciones de los cationes estudiados en la fracción soluble del suelo correspondan al Ca^{2+} ($1.29 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$) y al Mg^{2+} ($0.33 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$) (Tabla 4.2.2.15). Las elevadas concentraciones de los cationes solubles básicos dan lugar a un valor medio de la suma de las mismas en suelos de carácter ácido ($1.94 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$) muy superior al obtenido por otros autores (Foster et al. 1989; Liu et al. 2008) en soluciones de suelo de carácter ácido muestreadas a una profundidad del suelo de 10 y 15 cm (0.39 y $0.22 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$). Hay que destacar la influencia de las propiedades ácido-base del suelo en la concentración iónica del extracto de suelo ya que todos los cationes solubles, a excepción del Na^+ y K^+ , presentan diferencias significativas entre las medianas obtenidas en suelos de carácter ácido y las obtenidas en suelos de carácter básico.

En general, las concentraciones de cationes solubles obtenidas en los extractos de suelo realizados en este trabajo sobre suelos de carácter ácido, son superiores a las encontradas en la bibliografía en la solución del suelo de horizontes superficiales de suelos también de carácter ácido bajo otras especies forestales, teniendo además en cuenta que en la solución del suelo las concentraciones iónicas son mayores que en los extractos de suelo (Malinina et al. 2007). Así bajo especies de frondosas caducas algunos autores (Foster et al. 1989; Augusto y Ranger 2001; Fitzhugh et al. 2003; Huang et al. 2005) han encontrado concentraciones de Ca^{2+} (entre 0.02 y $0.32 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), Mg^{2+} (entre 0.01 y $0.08 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), K^+ (entre 0.01 y $0.07 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), Na^+ (entre 0.02 y $0.10 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$) y Al^{3+} (entre 0.00 y $0.23 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), muy inferiores a las medianas obtenidas en este trabajo. Mientras que en el caso de *Quercus caducifolios* bajo suelos ácidos, Augusto y Ranger (2001) obtuvieron concentraciones de cationes en la solución de suelo similares a las obtenidas en este trabajo, con concentraciones de Na^+ ($0.13 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), K^+ ($0.15 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), Ca^{2+} ($0.42 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$) y Mg^{2+} ($0.15 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$), mientras que estos mismos autores obtuvieron una concentración de Al^{3+} superior ($0.72 \text{ mmol}_\text{e} \text{ L}^{-1}$) a la obtenida en este trabajo.

Tabla 4.2.2.15. Mediana, desviación estándar y rango (min-max) de las concentraciones ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) de los cationes analizados en el extracto de suelo en agua de capas superficiales de suelo (0-10 cm). Diferencias significativas entre medianas son indicadas en letras diferentes.

	Carácter ácido	Carácter básico	Sig	Total
Nº de sitios	63	40		103
H ⁺	6.0E-8±2.9E-6a 8.0E-9 - 1.8E-5	4.5E-9±4.0E-9b 3.0E-9 - 2.8E-8	***	2.4E-8±2.2E-6 3.0E-9 - 1.8E-5
Na ⁺	0.16±0.12a 0.04 - 0.69	0.15±0.10a 0.05 - 0.40	ns	0.15±0.11 0.04 - 0.69
K ⁺	0.21±0.28a 0.05 - 1.56	0.23±0.19a 0.06 - 0.86	ns	0.22±0.25 0.05 - 1.56
Ca ²⁺	0.72±1.11a 0.15 - 6.76	5.73±5.59b 1.51 - 34.16	***	1.29±4.57 0.15 - 34.16
Mg ²⁺	0.28±0.40a 0.05 - 2.52	0.45±0.76b 0.09 - 3.40	**	0.33±0.59 0.05 - 3.40
Al ³⁺	0.42±0.41a 0.01 - 2.19	0.01±0.03b <LD - 0.15	***	0.12±0.39 <LD - 2.19
Fe ³⁺	0.15±0.12a 0.01 - 0.65	<LD±0.01b <LD - 0.09	***	0.06±0.13 <LD - 0.65
Mn ²⁺	0.04±0.16a 0.01 - 0.99	0.01±0.07b <LD - 0.28	***	0.03±0.14 <LD - 0.99
NH ₄ ⁺	0.04±0.06a <LD - 0.32	0.03±0.03b <LD - 0.11	*	0.03±0.06 <LD - 0.32
Σ cationes	2.14±1.77a 0.76 - 11.88	6.60±5.80b 2.34 - 35.14	***	3.12±4.70 0.76 - 35.14

ns, $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

En suelos ácidos bajo especies de coníferas las concentraciones de cationes en la solución del suelo obtenidas en la bibliografía por diversos autores (Alewell 2000; Augusto y Ranger 2001; Huang et al 2005), también han sido inferiores a las obtenidas en este trabajo en suelos de carácter ácido, encontrando concentraciones de K⁺ (entre 0.03 y 0.10 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$), Na⁺ (entre 0.12 y 0.26 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$), Ca²⁺ (entre 0.05 y 0.60 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$), Mg²⁺ (entre 0.01 y 0.19 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) y Al³⁺ (entre 0.01 y 0.28 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$). Los rangos de concentración obtenidos han sido superiores a los encontrados en especies de

frondosas, destacando el caso del Na^+ , que ha presentado en algunos casos concentraciones superiores a las obtenidas en este trabajo.

Las diferencias entre las concentraciones de cationes básicos obtenidas en este estudio y las obtenidas en la bibliografía, que resultarían aún mayores si se hubiera utilizado el mismo método de extracción de los solubles del suelo, pueden ser debidos a la distinta actuación de los procesos que afectan a la concentración de los cationes básicos en la solución del suelo y que son: (1) liberación por descomposición de la materia orgánica; (2) liberación por meteorización de la roca y minerales del suelo; (3) reacciones de intercambio catiónico con el suelo; (4) utilización por los organismos del suelo; (5) pérdida por lixiviado; y por último (6) deposición atmosférica. Además, habría que mencionar que dada la elevada concentración de cationes básicos obtenida en este trabajo, no se observaría el efecto que aparece en suelos forestales europeos en los que se produce una disminución de las concentraciones de cationes básicos como consecuencia de la deposición ácida, debido a que la liberación de los aniones NO_3^- y SO_4^{2-} en la solución del suelo es equilibrada por el lixiviado de cationes (Alewell et al. 2001; Graf Pannatier et al. 2005; Graf Pannatier et al. 2011), manteniéndose en algunos casos ese efecto a pesar de la reducción de la deposición ácida (Watmough y Dillon 2004).

Las concentraciones de NH_4^+ en el extracto de suelo han sido muy bajas, este resultado concuerda con los obtenidos por otros autores en la solución del suelo en horizontes superficiales de suelos forestales que han obtenido concentraciones similares (Foster et al. 1989; Augusto y Ranger 2001; Huang et al. 2005; Liu et al. 2008), este resultado puede ser debido a que el amonio depositado en el suelo es rápidamente tomado por las raíces de las plantas, especialmente de especies de crecimiento lento que prefieren esta forma de N (Pearson y Stewart 1993) u oxidado a nitrato por los microorganismos del suelo (Kronzucker et al. 2003).

El anión mayoritario en el extracto de suelo ha sido el SO_4^{2-} seguido del Cl^- (Tabla 4.2.2.16), resultado que coincide con el encontrado por Xu et al. (2001) y Huang et al. (2005). Sin embargo (Ndala et al. 2006 y Liu et al. 2008) han obtenido como anión mayoritario el Cl^- , aunque el predominio de un anión sobre otro varía dependiendo de las condiciones del sitio. Así en suelos ácidos muestreados en zonas de Francia con diferentes cantidades de precipitación Augusto y Ranger (2001) han obtenido en la solución del suelo, muestreada en sitios con baja precipitación, una coodominancia de los

aniones SO_4^{2-} y NO_3^- frente al anión Cl^- ; mientras que en zonas de elevada precipitación han obtenido una dominancia del anión SO_4^{2-} seguido del anión Cl^- , siendo el NO_3^- el anión con menor concentración.

Tabla 4.2.2.16. Mediana, desviación estándar y rango (min-max) de las concentraciones ($\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) de los aniones analizados en el extracto de suelo en agua de capas superficiales de suelo (0-10 cm). Diferencias significativas entre medianas son indicadas en letras diferentes.

	Carácter ácido	Carácter básico	Sig	Total
Nº de sitios	63	40		103
Cl^-	0.13±0.14a 0.05 - 0.77	0.19±0.11a 0.07 - 0.52	ns	0.16±0.13 0.05 - 0.77
NO_3^-	0.04±0.13a <LD - 0.61	0.02±0.12b <LD - 0.59	*	0.03±0.13 <LD - 0.61
SO_4^{2-}	0.20±0.20a 0.03 - 1.09	0.40±5.33b 0.11 - 33.30	***	0.30±3.32 0.03 - 33.30
PO_4^{3-}	<LD±0.03a <LD - 0.25	<LD±0.02a <LD - 0.14	ns	<LD±0.03 <LD - 0.25
F^-	0.01±0.03a <LD - 0.18	0.01±0.03a <LD - 0.13	ns	0.01±0.03 <LD - 0.18
Σ aniones	0.46±0.36a <LD - 1.86	0.67±5.20b <LD - 33.51	**	0.58±3.26 <LD - 33.51

ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

Las propiedades acido-base del suelo influyen muy significativamente en las concentraciones de SO_4^{2-} , presentando los suelos de carácter básico una mediana significativamente más elevada que la de los suelos de carácter ácido. También influyen, aunque con menor grado de significación, en la concentración del anión NO_3^- , presentando los suelos de carácter ácido una mediana de NO_3^- significativamente más elevada que la obtenida en suelos de carácter básico. Estas diferencias de concentraciones de ambos aniones entre suelos básicos y ácidos también ha sido encontrada por Graf Pannatier et al. (2011) en soluciones de suelos forestales bajo especies de frondosas caducifolias y por Ndala et al. (2006) en extractos de suelo en pasta saturada bajo especies de coníferas.

Si comparamos las concentraciones de aniones solubles obtenidas en suelos bajo la especie *Q. ilex* con otras especies forestales, Ndala et al. (2006), han encontrado en extractos de suelo en pasta saturada, bajo coníferas, rangos de concentración del anión

SO_4^{2-} entre 0.08 y 0.35 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$ y de NO_3^- entre 0.0 y 0.9 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$. Ambos casos caen dentro de los rangos obtenidos en este trabajo, aunque hay que tener en cuenta que en estos extractos la concentración iónica sería mayor a la de los extractos más diluidos aquí utilizados.

En la bibliografía, las concentraciones de aniones obtenidas en la solución del suelo de horizontes superficiales de suelos de carácter ácido bajo otras especies forestales, han presentado un amplio rango de variación. Así en especies de *Quercus* caducifolios se han obtenido concentraciones de SO_4^{2-} que varían desde 0.09 a 0.82 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$ (Graf Pannatier et al. 2011; Augusto y Ranger 2001); en especies de frondosas caducifolias varían desde 0.04 a 0.46 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$ (Foster et al. 1989; Augusto y Ranger 2001; Huang et al. 2005; Graf Pannatier et al. 2005; Graf Pannatier et al. 2011); y en especies de coníferas entre 0.02 y 2.03 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$ (Alewell et al. 2000; Augusto y Ranger 2001; Huang et al. 2005; Graf Pannatier et al. 2011). En estos resultados habría que tener en cuenta que en la solución del suelo la concentración iónica sería mayor que en los extractos más diluidos realizados en este trabajo.

En general, con independencia de las condiciones del sitio, en suelos europeos de carácter ácido las especies de coníferas presentan en la solución del suelo una concentración media de SO_4^{2-} más elevada (0.66 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$) que la que presentan especies de frondosas (0.16 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$) y *Quercus* caducifolios (0.45 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$). Es por lo tanto superior a la mediana de SO_4^{2-} obtenida en este trabajo en suelos ácidos (0.20 $\text{mmol}_\text{c}\text{L}^{-1}$) que es similar a la presentada en frondosas caducifolias. Estos resultados pueden ser explicados por el hecho de que las especies de coníferas interceptan, con mayor eficacia que las frondosas, la deposición atmosférica (Augusto y Ranger 2001), siendo la deposición atmosférica una fuente importante de sulfatos.

En el caso del anión NO_3^- había que tener también en cuenta, a la hora de realizar análisis comparativos, que la concentración del mismo varía en la solución del suelo dependiendo de la época de muestreo, encontrándose en la bibliografía concentraciones más elevadas de NO_3^- en la solución del suelo en horizontes minerales (0-10 cm) durante el período estival, periodo de parada vegetativa en el que la absorción de NO_3^- por la vegetación es menor. A este hecho hay que sumarle el efecto de dilución producido en invierno por un aumento de la cantidad de agua infiltrada debido al aumento de precipitaciones y disminución de la evapotranspiración (Foster et al. 1989; Callensen

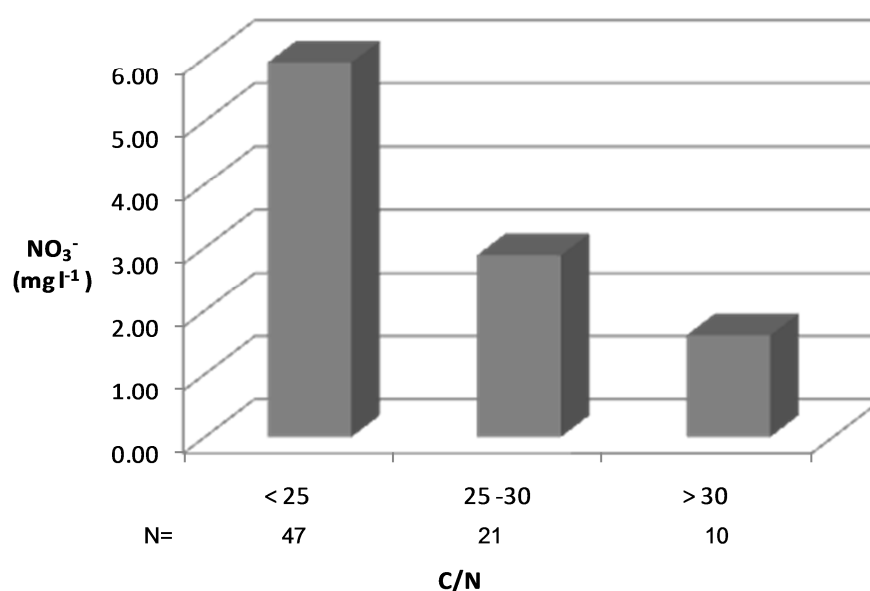
1999; Kristensen 2004). El final del verano ha sido el periodo en el que se ha realizado el muestreo de los suelos analizados en este trabajo.

La mediana de la concentración de NO_3^- obtenida en este trabajo en suelos ácidos, es muy baja, comparada con la concentración de NO_3^- obtenida por Augusto y Ranger (2001) en *Quercus caducifolios* ($0.88 \text{ mmol}_\text{c} \text{ L}^{-1}$). Aunque las concentraciones de NO_3^- varían mucho, de 0.02 a $0.23 \text{ mmol}_\text{c} \text{ L}^{-1}$ en frondosas (Foster et al. 1989; Augusto y Ranger 2001; Fitzhugh et al. 2005; Huang et al. 2005; Graf Pannatier et al. 2005) y de 0.00 a $2.21 \text{ mmol}_\text{c} \text{ L}^{-1}$ en coníferas (Alewell 2000; Augusto y Ranger 2001; Huang et al. 2005). En general la mediana de NO_3^- obtenida en este trabajo bajo *Q. ilex* en suelos ácidos ($0.04 \text{ mmol}_\text{c} \text{ L}^{-1}$) es inferior a las concentraciones medias de NO_3^- de coníferas ($0.57 \text{ mmol}_\text{c} \text{ L}^{-1}$) y frondosas ($0.12 \text{ mmol}_\text{c} \text{ L}^{-1}$) encontradas en la bibliografía.

Estas bajas concentraciones podrían ser explicadas por varias causas: (1) el proceso de nitrificación no se produce de forma importante debido a que bajas velocidades de fijación del N o bien bajos aportes de materia orgánica al suelo hacen que la disponibilidad del N sea baja. Teniéndose en cuenta que la nitrificación solo ocurre cuando el N disponible excede a la utilizado por la vegetación y por los organismos del suelo dando como resultado elevadas concentraciones de NO_3^- en la solución del suelo (Foster et al. 1989; Homann y Harrison 1992); (2) menor velocidad de descomposición y liberación de nutrientes desde la capa orgánica al suelo si se compara con especies de frondosas caducifolias (Robertson et al. 2000; Huang et al. 2005) y por lo tanto bajo nivel de nitrificación, debido a que el proceso de nitrificación en suelos forestales ácidos contribuye de forma importante (entre un 64 y 86 5%) (Ndal et al. 2006) al proceso total de mineralización; (3) bajos aportes de N atmosférico si se compara con el resto de países europeos donde la deposición atmosférica de N-NO_3^- varía entre 3.2 y 9.3 kg/ha/año (con máximos en países de centro Europa) mientras que en España varía entre 0 y 3.2 kg/ha/año (Fischer et al. 2010), lo que implicaría menores concentraciones de NO_3^- en la solución del suelo. Según diversos estudios las concentraciones de NO_3^- incrementan de forma sustancial con el aumento de la deposición atmosférica de N, siendo este incremento mayor en el caso de bosques de frondosas (Kristensen et al. 2004); y (4) baja capacidad de retención del NO_3^- en los suelos estudiados. Respecto a este último proceso, estudios realizados a nivel europeo, han obtenido una relación entre la relación C/N de la capa orgánica de suelos forestales, utilizada como uno de los indicadores del estado del N en los ecosistemas forestales y la pérdida de NO_3^- por lixiviación en la solución del suelo, estableciéndose 3 clases de C/N para distintos niveles

de riesgo de lixiviado de NO_3^- >30, 25-30 y <25 que van a indicar bajo, intermedio y alto riesgo de lavado NO_3^- , respectivamente (Gundersen et al. 1998; Kristensen et al. 2004). El 60 % de los suelos estudiados bajo *Q. ilex* presentan valores de C/N en la capa orgánica inferiores a 25 y el 27 % presentan valores entre 25 y 30 (Fig. 4.2.2.64), lo que indica que son suelos de elevado riesgo de lixiviado de NO_3^- , incrementando la concentración media en NO_3^- en la solución del suelo a medida que disminuye la relación C/N en la capa orgánica: 2.24 mg l⁻¹ de NO_3^- para valores de C/N > 30, 3.00 mg l⁻¹ de NO_3^- para valores de C/N entre 25 y 30 y 5.92 mg l⁻¹ de NO_3^- para valores de C/N <25. Estos resultados son similares a los obtenidos por Reynolds et al. (1998), que indican que la velocidad de nitrificación aumenta significativamente con valores de C/N por debajo del intervalo 24-27. Medianas similares de NO_3^- según las tres clases de C/N han sido encontradas por Kristensen et al. (2004). A nivel europeo, se ha obtenido que el 40 % de los suelos forestales estudiados dentro de la Red de Nivel I del ICP Forests, presentan en la capa orgánica valores de C/N inferiores a 25 (Vanmenchelen et al. 1997).

Figura 4.2.2.64. Concentración media de NO_3^- (mg l⁻¹) en la solución del suelo (0-10 cm) según clases de valores de C/N en la capa orgánica. N es el número de puntos pertenecientes a cada clase.



Respecto al anión Cl^- se ha encontrado concentraciones en la solución de suelo que varían desde 0.04 a 0.52 mmol L⁻¹ (Foster et al. 1989; Augusto y Ranger 2001; Huang et al. 2005), encontrándose la mediana de Cl^- obtenida en este trabajo en suelos ácidos (0.13 mmol L⁻¹) dentro de dicho intervalo, aunque inferior a la concentración

obtenida por Augusto y Ranger (2001) en *Quercus caducifolios* ($0.45 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$). En general, la mediana de Cl^- obtenida en *Q. ilex* es inferior a la concentración media obtenida en la bibliografía en especies de coníferas ($0.23 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$) pero similar a la obtenida en especies de frondosas ($0.11 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$).

La relación molar de los cationes Al y Ca, (Ca/Al), presentes en la solución del suelo ha sido utilizada como indicador para la identificación de valores umbrales aproximados, por encima de los cuales, podría existir riesgo de daños en los bosques por estrés aluminico y aumento de desequilibrios nutricionales en especies forestales (Ulrich 1983; Andersson 1988; Roy et al. 1988). No obstante, hay que tener en cuenta que para un indicador biótico, como es el daño causado a las raíces, es difícil encontrar niveles críticos debido a que el daño al sistema radicular puede estar causado por una combinación de factores; tales como la sequía y condiciones químicas del suelo, adversas. Por eso, el utilizar solamente la relación Ca/Al para el establecimiento de niveles críticos debe ser considerado con cierto margen de incertidumbre. La relación Ca/Al también es utilizada como un indicador para el seguimiento de cambios en los ecosistemas forestales en respuesta a la deposición ácida y para el establecimiento de niveles críticos en relación a dicha deposición (Jiménez Ballesta y Sánchez Cabrero (1995); Lokke et al. 1996; Jiménez Ballesta et al. (1996); Blaser et al. 1999).

Se ha estimado que puede haber un 50 % de riesgo para el desarrollo y nutrición de los árboles cuando el valor de la relación molar Ca/Al en la solución del suelo es inferior a 1.0; un 75 % de riesgo cuando el valor de dicha relación está por debajo de 0.5; y un 100 % de riesgo si está por debajo de 0.2 (Cronan y Grigal 1995). Hay que tener en cuenta que estos niveles críticos están basados en experimentos realizados en laboratorio durante un determinado periodo de tiempo en la que todas las raíces están expuestas a una constante subida de la relación Ca/Al, mientras que en el campo las relaciones Ca/Al varían considerablemente con el tiempo y la profundidad.

La mediana de los valores de la relación Ca/Al en el extracto de agua de las capas minerales de 0-10 cm de los suelos estudiados bajo encina es de 1.74 (Tabla 4.2.2.17) valor que se distancia ampliamente de la media, (36.90), debido al amplio rango de variación que presenta entre 0.13 y 325 y que refleja la variabilidad de la relación molar Ca/Al que depende de los diferentes horizontes del suelo, del tipo de suelo y de las condiciones ambientales de la región. Las medianas de Ca/Al son significativamente más altas en suelos de carácter básico que en suelos de carácter ácido. Rangos similares de

valores de Ca/Al en la solución del suelo de horizontes minerales de suelos forestales (entre 0.3 y 200) han sido encontrados por Cronan y Schofield (1990).

Valores medios más elevados de Ca/Al (4.1), mediana (1.7) y rangos de variación más estrechos (entre 0.9 y 29.2) han sido encontrados en la bibliografía en extractos de agua (1:3) de capas minerales superficiales de suelos forestales bajo especies de coníferas; mientras que en bosques mixtos de coníferas y frondosas el valor medio de Ca/Al ha sido inferior (2.4) (Porębska et al. 2004) que es más parecido al determinado en este estudio.

Tabla 4.2.2.17. Mediana, desviación estándar y rango (min-max) de los índices calculados entre concentraciones de cationes básicos analizados en el extracto de suelo en agua de capas superficiales de suelo (0-10 cm).

Indices	Carácter ácido	Carácter básico	Sig	Total
Ca/Al _t	1.40±41.55a 0.10 - 292.30	165.1±104.59b 44.4 - 325.0	***	1.74±80.3 0.10 - 325.0
BC/Al _t	2.55±58.96a 0.30 - 417.70	217.1±143.89b 48.50 - 437.80	***	3.50±111.08 0.30 - 437.80
NH ₄ /K	0.23±0.47a 0.00 - 2.50	0.09±0.31b 0.00 - 1.38	*	0.15±0.42 0.00 - 2.50
NH ₄ /Mg	0.14±0.21a 0.00 - 1.30	0.05±0.13b 0.00 - 0.58	**	0.09±0.19 0.00 - 1.30

ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

Estudios realizados por Vogt y Matschonat (1997), Alewell et al. (2000) y De Wit et al. (2010) sobre extractos de agua de suelo igual a los realizados en este estudio (1:2) de capas minerales de suelos desarrollados bajo frondosas (*Fagus sylvatica*) también han encontrado valores medios de Ca/Al (6.8) superiores a la mediana de la relación Ca/Al determinada en este estudio. Otros estudios realizados directamente sobre la solución del suelo a 10 cm de profundidad en suelos forestales bajo coníferas han encontrado valores medios de Ca/Al más inferiores entre 0.2 y 1.4

Dos de los suelos estudiados, un Acrisol háplico y un Alisol háplico, desarrollados sobre cuarcitas, que presentan la máximas concentraciones de Al³⁺ (26 y 11 mg l⁻¹) y altas concentraciones de Fe³⁺ (18 y 9 mg l⁻¹), presentan valores de Ca/Al inferiores a 0.2, por lo que podría existir un alto riesgo de que la especie *Q. ilex* presente desequilibrios

nutricionales. (Cronan y Grigal 1995). El 20 % de los suelos estudiados tienen un 50 % de riesgo de que se produzcan daños en las masas forestales al presentar valores de Ca/Al por debajo de 1.0. Estos suelos son de carácter ácido con bajas concentraciones de Ca (entre 3 y 8 mg l⁻¹) en la fracción soluble del suelo. Pero hay que tener en cuenta que basado en numerosos experimentos se han establecido diferentes niveles críticos de Ca/Al dependiendo de la especie forestal. Así para especies del género *Picea* se han establecido niveles críticos de Ca/Al inferiores a 1.8 (Murach y Matzner 1987; Matzner et al. 1988); para el género *Pinus* valores inferiores a 1.35 (McCormick y Steiner 1978); para especies caducifolias del género *Quercus* niveles críticos inferiores a 4.5 (Joslin y Wolfe 1989; De Wald et al. 1990); y para el género *Fagus* niveles críticos inferiores a 0.5 (Cronan et al. 1989; Asp y Berggren 1990). Al género *Quercus* le corresponde el valor crítico de Ca/Al más elevado, por lo que un mayor número de puntos estudiados presentarían valores por debajo del nivel crítico establecido para el género *Quercus*.

Estudios posteriores han modificado la relación Ca/Al incluyendo otros cationes básicos (Ca+Mg+K)/Al, siendo en la actualidad el índice más utilizado para establecer niveles críticos. El valor medio de la relación BC/Al en la solución del suelo de los puntos de encina estudiados es de 51.8 siendo la mediana de 3.5 (Tabla 4.2.2.17). Esta diferencia entre la media y la mediana es debida (como el caso de la relación Ca/Al), al amplio rango de variación obtenido (de 0.30 a 438). Se han constatado diferencias significativas entre las medianas de BC/Al de suelos de carácter ácido y de carácter básico. A escala europea se han obtenido en horizontes superficiales de suelos ácidos y bajo diferentes especies forestales rangos de medianas de BC/Al inferiores (entre 1.4 y 5.4) (Graf Pannatier et al. 2011) al obtenido en este trabajo en suelos ácidos (entre 0.3 y 418).

Si la relación es inferior a 1 cabría esperar una disminución de la vitalidad en los bosques debido a la toxicidad del Al y a la deficiencia de cationes básicos (de Vries et al. 2003). Este criterio ha sido utilizado en el programa PROFILE (a escala europea), como por ejemplo por Jiménez Ballesta et al (1996). Según este criterio el 15 % de los puntos de encina estudiados estarían por debajo de este valor crítico, mientras que en estudios realizados de BC/Al_{tot} en la solución del suelo de horizontes superficiales sobre una red de puntos a nivel europeo, obtuvieron en el 30 % de los sitios un valor de BC/Al_{tot} por debajo del valor crítico (De Vries et al. 2003).

Los valores críticos de la relación BC/Al varían dependiendo de la especie forestal, por lo que el establecimiento de dichos niveles críticos se ha realizado usando el

percentil 20 de las concentraciones de los cationes básicos en vez de la mediana. De este modo para el género *Quercus* se ha establecido como valor crítico 0.43 (Van der Salm y De Vries 2001) y por lo tanto, según este valor, solamente uno de los puntos de encina estudiados estaría por debajo de este nivel.

Por otro lado, las entradas de los componentes del nitrógeno afectan a la composición iónica de la solución del suelo. En este sentido la absorción del anión NH_4^+ por las raíces puede dar lugar a una disminución de la absorción de otros cationes nutricionales y a una acidificación de la rizosfera. Por ello se utilizan las relaciones entre NH_4^+ y K^+ (NH_4/K) y entre NH_4^+ y Mg^{2+} (NH_4/Mg) como indicadores de la reducción potencial de la absorción de nutrientes por las raíces. Se ha considerado el valor 5 mol mol^{-1} de NH_4/K como valor crítico (De Vries et al. 1995) y el mismo valor para NH_4/Mg (Roelofs et al. 1985; De Vries et al. 2001). En consecuencia no presentan riesgo de disminución de absorción de los nutrientes Mg y K ninguno de los puntos estudiados, ya que todos presentan valores de ambas relaciones por debajo de 5 mol mol^{-1} (Tabla 4.2.2.17).

Influencia del sustrato en la concentración iónica de la solución del suelo

La solución del suelo es un componente muy dinámico, dentro del sistema suelo, ya que está influenciado por numerosos factores (exógenos y endógenos) entre los que se encuentra la meteorización de los minerales del suelo, por lo que el tipo de roca madre, puede influir de manera importante en la concentración iónica de la solución del suelo. Con el objeto de estudiar esa posible influencia se ha realizado un análisis anova y posterior test de Kruskal-Wallis de las concentraciones de los iones analizados en los extractos de suelo realizados de los horizontes superficiales (0-10 cm), según los diferentes sustratos litológicos sobre los que se desarrolla la especie *Q. ilex* (Tabla 4.2.2.18).

Los sustratos calcáreos y los sedimentos presentan, como cabía esperar, las concentraciones de H^+ más bajas, correspondiendo a las pizarras, dentro de los sustratos ácidos, las concentraciones de H^+ más altas.

Las medianas de Ca^{2+} y Mg^{2+} son, como también cabía esperar, significativamente más elevadas en los sustratos calcáreos que en el resto de los sustratos, siendo el Ca^{2+} de un nivel de significación más elevado que el Mg^{2+} . La influencia del tipo de sustrato en este último es menor, posiblemente debido, a que presenta mayor movilidad en la

solución del suelo, está menos disponible al encontrarse en posiciones interlaminares de cierto tipo de arcillas y tiene como fuente importante la deposición atmosférica .

Tabla 4.2.2.18. Mediana, desviación estándar y rango (mínimo-máximo) de las concentraciones iónicas ($\text{Mmol}_e \text{L}^{-1}$) en el extracto de suelo en agua de capas superficiales de suelo (0-10 cm) según el tipo de sustrato. (ns $p > 0.05$, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$)

	Substratos calcáreos*	Sedimentos	Pizarras	Esquistos	Granitos	Cuarcitas	Sig
Nº de sitios	36	9	18	16	13	10	
H^+	5.0E-9±3.2E-6a 3.0E-9 - 1.8E-5	9.0E-9±1.9E-6ab 4.0E-9 - 5.8E-6	1.0E-7±1.7E-6bc 6.0E-9 - 4.8E-6	5.4E-8±1.7E-7bc 5.0E-9 - 6.2E-7	5.7E-8±1.9E-6c 3.1E-8 - 5.9E-6	4.0E-8±4.6E-7bc 9.0E-9 - 1.3E-6	****
Na^+	0.15±0.09a 0.05 - 0.39	0.14±0.11a 0.04 - 0.40	0.18±0.09a 0.08 - 0.36	0.15±0.16a 0.08 - 0.69	0.13±0.12a 0.06 - 0.46	0.15±0.10a 0.05 - 0.31	ns
K^+	0.21±0.17a 0.06 - 0.67	0.22±0.16a 0.13 - 0.53	0.20±0.21a 0.06 - 0.86	0.26±0.36a 0.06 - 1.56	0.25±0.23a 0.10 - 0.97	0.23±0.39a 0.05 - 1.09	ns
Ca^{2+}	6.05±5.86a 1.51 - 34.16	2.24±2.57b 0.32 - 8.57	0.81±0.75bc 0.15 - 2.84	0.79±2.09bc 0.32 - 6.76	0.71±0.32bc 0.27 - 1.29	0.70±0.51c 0.15 - 1.83	****
Mg^{2+}	0.45±0.71a 0.09 - 3.40	0.32±0.73ab 0.17 - 2.46	0.34±0.25ab 0.10 - 0.95	0.31±0.76ab 0.14 - 2.52	0.25±0.17b 0.11 - 0.62	0.29±0.15b 0.05 - 0.48	*
Al^{3+}	0.01±0.03a <LD - 0.15	0.02±0.26c <LD - 0.74	0.37±0.29bc <LD - 0.90	0.42±0.32bd 0.01 - 1.22	0.79±0.38d 0.21 - 1.13	0.56±0.70bd 0.04 - 2.19	****
Fe^{2+}	<LD±0.03a <LD - 0.10	0.01±0.13a <LD - 0.35	0.23±0.14b 0.01 - 0.43	0.14±0.07b 0.01 - 0.25	0.14±0.11b 0.05 - 0.40	0.15±0.18b 0.03 - 0.65	****
Mn^{2+}	0.01±0.08a <LD - 0.28	0.03±0.10ab <LD - 0.31	0.07±0.23b <LD - 0.99	0.04±0.18b 0.01 - 0.55	0.03±0.03ab 0.01 - 0.11	0.03±0.03ab 0.01 - 0.10	**
NH_4^+	0.03±0.04a <LD - 0.15	0.03±0.04ab <LD - 0.13	0.06±0.08b <LD - 0.32	0.04±0.08ab <LD - 0.23	0.03±0.03ab <LD - 0.10	0.02±0.03ab 0.01 - 0.08	*
Cl^-	0.19±0.10a 0.07 - 0.50	0.15±0.08a 0.07 - 0.30	0.13±0.11a 0.05 - 0.44	0.18±0.22a 0.07 - 0.77	0.14±0.10a 0.07 - 0.41	0.15±0.06a 0.06 - 0.24	ns
NO_3^-	0.02±0.11a <LD - 0.59	0.05±0.20b 0.01 - 0.61	0.04±0.08b 0.01 - 0.26	0.04±0.05ab 0.01 - 0.19	0.03±0.08ab <LD - 0.27	0.04±0.22ab <LD - 0.57	*
SO_4^{2-}	0.42±5.63a 0.11 - 33.3	0.32±0.18bc 0.10 - 0.69	0.22±0.15b 0.14 - 0.66	0.22±0.32bc 0.06 - 1.09	0.18±0.07c 0.07 - 0.29	0.24±0.15bc 0.03 - 0.56	***

*Calizas (27), areniscas (5) y margas (4)

Los cationes ácidos Fe^{3+} y Al^{3+} presentan medianas significativamente más elevadas en sustratos ácidos que en sustratos calcáreos y sedimentos, correspondiendo a los granitos las concentraciones de Al^{3+} más elevadas y a las pizarras las concentraciones más elevadas de Fe^{3+} . El catión Mn^{2+} presenta menores diferencias

entre las medianas de los diferentes tipos de sustratos, presentando solamente las pizarras una mediana significativamente más alta que la obtenida en sustratos calcáreos, estas reducidas diferencias pueden ser debidas, en parte, a que el Mn^{2+} es mas móvil que los otros dos cationes ácidos y se lixivia con facilidad en medio ácido.

El tipo de sustrato no influye de forma significativa en las concentraciones de Na^+ y Cl^- , debido principalmente a que son iones de origen marino, cuya fuente principal en el suelo es la deposición atmosférica. El K^+ tampoco presenta diferencias significativas entre las medianas de los diferentes tipos de sustrato lo que sugiere que al ser un ión que se mueve fácilmente a través del perfil del suelo, se libera y lixivia rápidamente por lo que su concentración en la solución del suelo no depende tanto del tipo del tipo de sustrato como de las necesidades de la planta o de las propiedades físicas del suelo que puedan favorecer la retención del K, como por ejemplo la textura del suelo.

El anión NO_3^- presenta escasas diferencias entre las medianas obtenidas en los diferentes tipos de sustrato, los sustratos calcáreos muestran una mediana significativamente más baja que las presentadas por los sedimentos y pizarras, aunque con escaso nivel de significación. Resultado que indica que la concentración de NO_3^- en la solución del suelo no depende del tipo de sustrato y sí de la velocidad de mineralización y nitrificación del N aportado por la materia orgánica al suelo, así como de la cantidad de NO_3^- lixiviado hacia horizontes más profundos del suelo. No obstante este proceso podría estar favorecido por la presencia de sustratos calcáreos.

En el caso del anión SO_4^{2-} se ha obtenido una mediana significativamente más elevada en los sustratos calcáreos que en el resto de los sustratos estudiados, confirmando que en suelos con pH básicos se produce una disminución de la adsorción de los sulfatos pudiendo aumentar por lo tanto su concentración en la solución del suelo.

Influencia del tipo de formación forestal en la concentración iónica de la solución del suelo

Numerosos factores van a influir en el balance neto entre la velocidad de entrada de nutrientes al suelo y la velocidad de pérdida de los mismos desde el sistema suelo, influyendo por lo tanto en la composición química de la solución del suelo. Entre estos factores se encuentran el uso del suelo, la calidad de la materia orgánica o la composición de especies entre otros, encontrándose por ejemplo diferencias en la concentraciones iónicas de la solución del suelo entre pastizales y suelos forestales

(Ndala et al. 2006) ó entre diferentes especies forestales (Hüttl y Schaaf 1995; Cole 1995; Robertson et al. 2000; Augusto y Ranger 2001; Fitzhugh et al. 2003; Huang et al. 2005; Hansen y Vesterdal 2007; Graf Pannatier et al. 2011). La calidad de la materia orgánica también influye ya que, por ejemplo, en suelos con un mayor aporte de N se produce una estimulación mayor de la mineralización y la nitrificación con el consiguiente aumento de las concentraciones de NO_3^- en la solución del suelo (Cole 1995).

Con el objeto de estudiar la influencia de la vegetación en la concentración iónica de la solución del suelo, dada la importancia de las propiedades acido-base en dichas concentraciones, se representan las cuatro formaciones forestales definidas en este trabajo. Se han separado por el carácter ácido y básico del suelo para poder así eliminar el factor suelo de la posible influencia de la vegetación en la concentración iónica de la solución del suelo (Fig. 4.2.2.65 y Fig. 4.2.2.66).

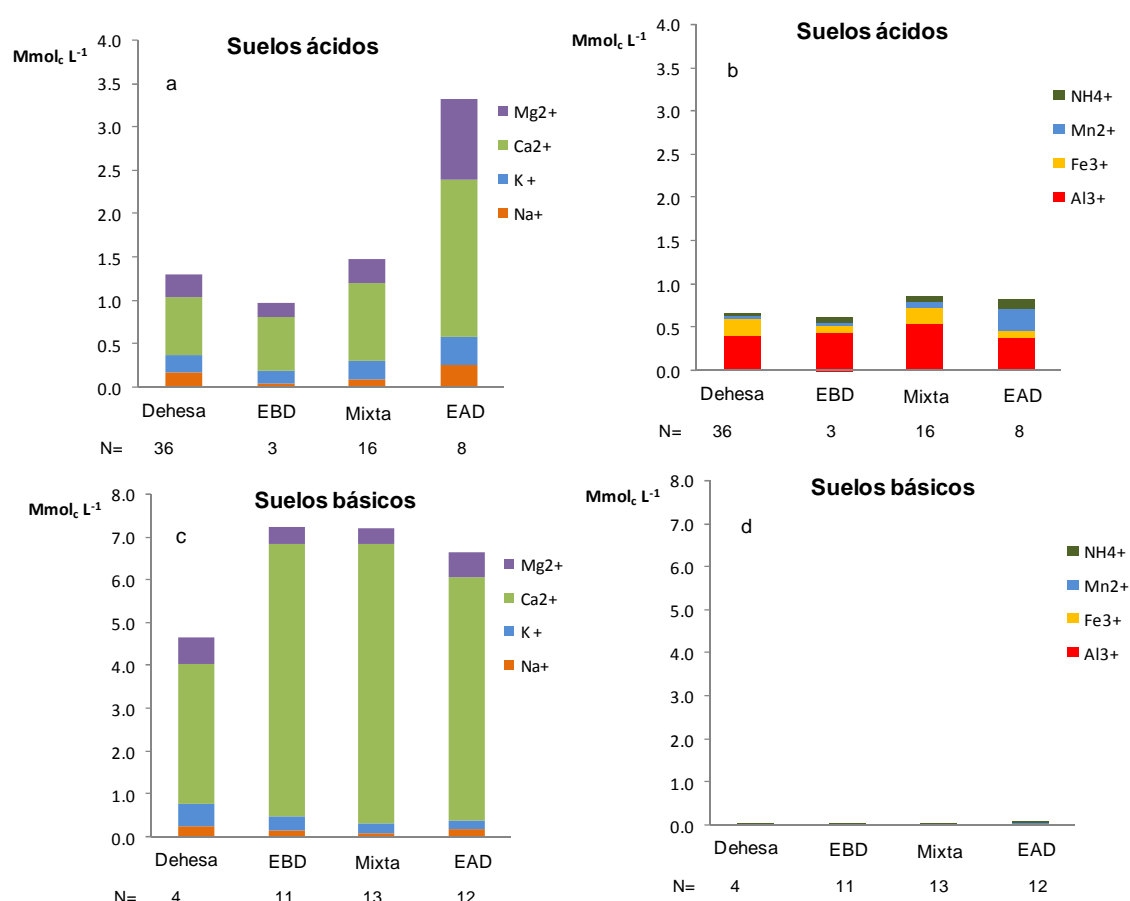
No se observa un patrón claro de variación de la concentración iónica de la solución del suelo entre las cuatro formaciones forestales, dado que el tamaño de los grupos de las formaciones forestales dentro de los subgrupos de suelos ácidos y básicos no es homogéneo. Tampoco se ha realizado análisis anova entre las formaciones forestales dado el escaso número de observaciones existentes en alguno de los grupos.

Respecto a la concentración de los cationes dentro del grupo de los suelos ácidos (Fig. 4.2.2.65a y 4.2.2.65b), que son los suelos con mayor representatividad (66 %), las formaciones EAD son las que presentan las concentraciones más altas de todos los cationes, a excepción del Al^{3+} y Fe^{3+} , siendo las diferencias más notables en el caso del Ca^{2+} y Mg^{2+} con medianas en EAD de 1.82 y 0.93 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$, respectivamente frente a las medianas más bajas (0.62 y 0.16 $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ respectivamente) que han correspondido a EBD. Las formaciones mixtas presentan en general concentraciones intermedias. Estos resultados podrían indicar el efecto de la densidad arbórea en la concentración de dichos cationes en la solución del suelo.

Las concentraciones de Al^{3+} y Fe^{3+} más elevadas han correspondido a las formaciones mixtas. Y en el caso del Fe^{3+} también a las dehesas. Ello podría indicar la influencia de la composición arbórea en la concentración de dichos iones, principalmente del Al^{3+} , ya que Robertson et al. (2000) y Huang et al. (2005) han encontrado en la solución del suelo de horizontes superficiales ácidos de bosques de coníferas y bosques mixtos concentraciones de Al^{3+} más elevadas que en especies de frondosas. Resultados opuestos con concentraciones de Al^{3+} en suelos ácidos más elevadas en especies de

frondosas han sido citadas por Augusto y Ranger (2001), Porebska et al. (2004) y Graf panatier et al. (2011) lo que indica que la relación entre la concentración Al^{3+} y la composición arbórea es difícil de establecer. Puede sugerirse que además de dicha composición, el tipo de especie forestal o la cubierta herbácea pueda influir en la concentración del catión Al^{3+} en la solución del suelo. Por otro lado las concentraciones de Fe^{3+} más elevadas obtenidas en dehesas y formaciones mixtas pueden ser debidas a que las dos formaciones juntas tienen un elevado porcentaje de pizarras como material originario (78 %), siendo este sustrato el que presenta la mediana más alta de Fe^{3+} (Tabla 4.2.2.18), lo cual además coincide con el hecho de que presentan las máximas concentraciones de Fe^{3+} .

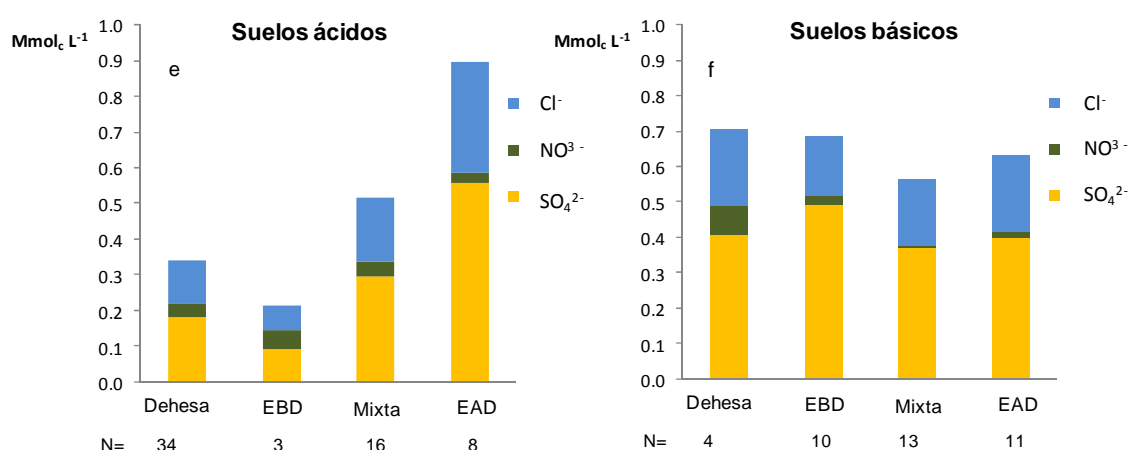
Figura 4.2.2.65. Mediana de la concentración de cationes en extractos de suelo según el tipo de formación forestal y separados por suelos de carácter ácido (a,b) y básico (c,d). N es el nº de sitios pertenecientes a cada tipo de formación forestal.



La composición química en el extracto de suelo de sustratos básicos (Fig. 4.2.2.65c y 4.2.2.65d) está caracterizada por un fuerte dominio del catión Ca^{2+} independiente del tipo de vegetación, ya que no se observa un efecto de la densidad ni de la composición arbórea en la mediana de Ca^{2+} . Solamente habría que destacar que la mediana de la concentración de Ca^{2+} es prácticamente la mitad ($3.27 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$) en el grupo de las dehesas que en el resto de las formaciones forestales.

Respecto a la concentración de aniones en el extracto de suelo en sustratos ácidos (Fig. 4.2.2.66e) las formaciones de EAD presentan las medianas más elevadas de SO_4^{2-} ($0.56 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) y Cl^- ($0.31 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$); las formaciones mixtas presentan medianas de SO_4^{2-} ($0.30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) y Cl^- ($0.18 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) intermedias; y dehesas y EBD presentan las medianas más bajas de SO_4^{2-} (0.18 y $0.10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ respectivamente) y Cl^- (0.13 y $0.07 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ respectivamente). El hecho de que EAD y formaciones mixtas presentes las concentraciones más elevadas de SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} , Ca^{2+} y Na^+ en la solución del suelo en sustratos ácidos, (además de ser debido al posible efecto de la densidad arbórea que influye en un mayor aporte de materia orgánica al suelo), también puede ser debido a la influencia marina. Tengamos en cuenta que estos iones proceden en gran parte de las sales marinas y que muchos puntos correspondientes a EAD y formaciones mixtas están situados en zonas cercanas a la costa, frente a puntos de dehesas y EBD que se sitúan principalmente en zonas del interior.

Figura 4.2.2.66. Mediana de la concentración de aniones en extractos de suelo según el tipo de formación forestal y separados por suelos de carácter ácido (e) y básico (f). N es el nº de sitios pertenecientes a cada tipo de formación forestal.



Apenas existe variación de la concentración de NO_3^- de la solución del suelo en sustratos ácidos entre las cuatro formaciones forestales, presentando en todos los casos

concentraciones muy bajas (entre 0.03 y 0.05 mmol_e l⁻¹) no indicando por lo tanto una influencia de la densidad arbórea y composición de la vegetación. Este resultado no es previsible ya que la concentración de NO³⁻ en la solución del suelo depende de la descomposición y mineralización de la materia orgánica por lo que se esperaría una mayor concentración de NO³⁻ en las formaciones de EAD, lo que confirma que otros factores van a influir de forma importante, tanto en la velocidad de nitrificación como en la pérdida por lixiviado del anión NO³⁻.

En el caso de la concentración de aniones de la solución de suelo en sustratos básicos (Fig. 4.2.2.66f) se observa una clara dominancia del anión SO₄²⁻ sobre el resto de los aniones, no presentando ni la mediana de SO₄²⁻ ni la mediana de Cl⁻ diferencias notables entre las cuatro formaciones forestales. Como si ocurría en el caso de suelos ácidos, puede deducirse por lo tanto una mayor influencia del sustrato en las concentraciones de SO₄²⁻ y Cl⁻ en la solución del suelo que el tipo de vegetación. La mediana de la concentración de NO₃⁻ es similar entre los tres grupos más heterogéneos, mientras que es más elevada en el caso de las dehesas (0.08 mmol_e L⁻¹) lo que podría indicar una velocidad de mineralización y nitrificación más rápida en esos puntos, coincidente con el hecho de que son los puntos que presentan las temperaturas medias anuales más elevadas junto con bajas precipitaciones. Se trata de condiciones que por un lado favorecen la actividad microbiana del suelo estimulando la mineralización del N (Foster et al. 1989; Knapp et al. 1998; Nadala et al. 2006) y, por otro, aumentan la velocidad de nitrificación debido a que condiciones de aerobiosis producidas por bajos contenidos de humedad favorecen la actividad de los organismos nitrificantes (Van Miegroet et al. 1990; Ndala et al. 2006).

Influencia del clima y del sitio en la concentración iónica de la solución del suelo.

Para el estudio de la posible influencia de las características del punto en la concentración iónica de la solución del suelo se ha realizado un análisis de correlación de Pearson (Tabla 4.2.2.19) de las variables del sitio (altitud, pendiente y profundidad del suelo) y las variables climáticas frente a los parámetros químicos medidos en los extractos de suelo.

Los iones que proceden principalmente de la deposición atmosférica están correlacionados principalmente con las variables climáticas. Así elevadas precipitaciones

anuales aumentan significativamente las concentraciones de los iones Na^+ , Cl^- y SO_4^{2-} en la solución del suelo, influyendo de forma más significativa la precipitación de verano en el caso del SO_4^{2-} . Este resultado puede ser debido a que las lluvias estivales arrastren los sulfatos procedentes de la vía seca (partículas o gases absorbidos) que se depositan en las hojas de los árboles principalmente en época de ausencia de lluvias (deposición seca) y aumenten por lo tanto la concentración de SO_4^{2-} en el sistema suelo. Por otro lado, temperaturas elevadas disminuyen significativamente las concentraciones de SO_4^{2-} posiblemente debido, por un lado, a que dichas temperaturas coinciden con periodos de menor precipitación y por lo tanto de menor entrada de SO_4^{2-} atmosférico y, por otro, a una disminución de la concentración de SO_4^{2-} por pérdidas producidas por evaporación. Estos resultados son confirmados por la correlación positiva obtenida del SO_4^{2-} con el índice ómbrico (que es un índice comparable con la evapotranspiración) indicando índices elevados menor evapotranspiración y mayor concentración de sulfatos en el suelo. Estudios realizados a nivel europeo también han encontrado una influencia significativa de la deposición atmosférica en la concentración de SO_4^{2-} en la solución del suelo (de Vries et al. 2003). Además hay que destacar la correlación negativa obtenida entre el Na^+ y la altitud, resultado que puede ser debido al hecho de que el Na^+ junto con el Cl^- son elementos principalmente de origen marino y por lo tanto sus mayores concentraciones se producirán en los puntos situados a bajas altitudes; no obstante en el caso del Cl^- no se ha obtenido una correlación significativa.

Los iones K^+ , Ca^{2+} , Al^{3+} y Fe^{3+} también están relacionados con la altitud. En el caso del K^+ su concentración disminuye significativamente con la altitud, resultado que puede ser debido a que en zonas de elevada altitud generalmente se producen mayor cantidad de precipitaciones que pueden dar lugar a una disminución de las concentraciones de K^+ por pérdidas por lixiviación. El Ca^{2+} sin embargo aumenta su concentración con la altitud resultado que puede ser explicado por el hecho de que los puntos situados a mayor altitud presentan el mayor porcentaje de carbonato cálcico, lo que coincide también con el hecho de que son los puntos con mayor precipitación y menor temperatura, (relación positiva con las precipitaciones y negativa con la temperaturas). Las concentraciones de Al^{3+} y Fe^{3+} , sin embargo, presentan concentraciones significativamente más altas a altitudes más bajas, lo cual podría ser debido a que un elevado número de puntos con suelos de carácter ácido pertenecen al grupo de las dehesas (situadas a altitudes bajas).

La pendiente del terreno también influye en la concentración iónica de la solución del suelo; así las concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} son significativamente mayores en puntos de elevada pendiente, mientras que el Fe^{3+} presenta concentraciones significativamente mayores en zonas de baja pendiente. Liu et al. (2008) también han encontrado relaciones entre la composición química de la solución del suelo y la pendiente. El suelo de evolución es un parámetro que en general no influye en la concentración de elementos solubles en el suelo, con excepción del Mn^{2+} , el cual aumenta su concentración en suelos más evolucionados, (el Mn^{2+} es un elemento que procede principalmente de la meteorización de la roca madre).

Tabla 4.2.2.19. Coeficientes de correlación (Pearson) entre las variables tipificadas : altitud, pendiente, profundidad del suelo, precipitación media anual (PMA), precipitación media de verano (PMV), temperatura media anual (TMA), temperatura media de verano (TMV) e índice ómbrico (IO) y los parámetros químicos medidos en los extractos de suelo (1:2). N=80

	Altitud	Pendiente	Profundidad	PMA	PMV	TMA	TMV	IO
Na⁺	-0.38***	0.22	0.12	0.27*	-0.05	0.23*	0.17	0.04
K⁺	-0.24*	-0.06	0.09	-0.04	-0.03	0.15	0.11	-0.05
Ca²⁺	0.40***	0.25*	0.03	0.29**	0.45***	-0.48***	-0.46***	0.45***
Mg²⁺	0.07	0.31**	0.00	0.17	0.20	-0.14	-0.11	0.21
Al³⁺	-0.30**	-0.21	0.01	-0.12	-0.30**	0.22	0.25*	-0.23*
Fe³⁺	-0.38***	-0.24*	-0.03	-0.23*	-0.45***	0.38***	0.40***	-0.39***
Mn²⁺	-0.10	0.05	0.23*	0.20	0.02	-0.14	-0.11	0.14
NH₄⁺	-0.02	-0.01	0.19	0.22	0.15	-0.20	-0.19	0.15
Cl⁻	-0.14	0.35**	0.01	0.30**	0.27*	-0.09	-0.12	0.20
NO₃⁻	-0.06	-0.09	0.18	-0.25*	0.03	0.06	-0.02	-0.13
SO₄²⁻	0.06	0.27*	-0.08	0.34**	0.42***	-0.33**	-0.33**	0.39***

*p<0.05), ** (p<0.01) y *** (p<0.001).

El nitrógeno inorgánico no presenta relaciones significativas con ninguno de los parámetros estudiados, a excepción del NO_3^- , el cual disminuye su concentración con la precipitación media anual, si bien aunque con un bajo grado de significación. Estos

resultados no son los que cabría esperar ya que la concentración del N inorgánico en la solución del suelo depende de la mineralización de la materia orgánica cuyo contenido aumentaría con la precipitación al dar lugar a una mayor PPN. Además, una mayor precipitación podría dar lugar a un aumento de las entradas de NO_3^- atmosférico, por lo que el efecto negativo obtenido en este análisis sugiere por un lado una pérdida de NO_3^- por lixiviación en suelos situados en zonas de elevada precipitación y, por otro, que no hay una influencia significativa de la precipitación. Resultado que coincide con el obtenido por de Vries et al. (2003) que no encontraron un impacto significativo de las condiciones climáticas en los componentes del N en la solución del suelo.

Influencia de los parámetros fisicoquímicos del suelo en la concentración iónica de la solución del suelo

Con el objeto de estudiar la posible influencia de los parámetros fisicoquímicos de la fase sólida del suelo en la concentración iónica de la solución del suelo se ha realizado un análisis de correlación de Pearson (Tabla 4.2.2.20). Dentro de los parámetros físicos se ha considerado el contenido de arcilla (por su especial influencia en la fertilidad del suelo) y la densidad aparente (al ser un importante índice de la calidad del suelo y del su grado de compactación). Los parámetros químicos de la fase sólida incluidos han sido los básicos para la caracterización del suelo: el pH (H_2O), el contenido en carbonatos, el nitrógeno total y el contenido en materia orgánica.

Elevados contenidos de arcilla y materia orgánica en los horizontes minerales superficiales de la fase sólida del suelo están relacionados con un aumento significativo de las concentraciones de los iones Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} en la solución del suelo. En el caso de los cationes básicos la influencia de la arcilla puede ser debida a que está involucrada en determinados mecanismos físicos como la oclusión dentro de los agregados minerales y en la adsorción química sobre su superficie (Andreetta et al. 2011). En presencia de elevados contenidos de materia orgánica la arcilla forma complejos arcillo-húmicos cuya estabilidad está favorecida por la presencia de cationes básicos en la solución del suelo. Concretamente los suelos calcáreos disminuyen la velocidad de degradación del materia orgánica (Llorente et al. 2010a) lo que explicaría que elevadas concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} se correspondan con elevados contenidos de arcilla y materia orgánica en la fase sólida del suelo, explicando a su vez la relación positiva de la arcilla y materia orgánica con el pH de la solución del suelo.

En el caso de los aniones su relación con la arcilla y la materia orgánica podría explicarse por el hecho de que al ser compuestos cargados negativamente, un elevado contenido de los mismos inhibirían la adsorción de los aniones SO_4^{2-} y Cl^- , aumentando por lo tanto su concentración en la solución del suelo especialmente en horizontes superficiales donde la influencia de la materia orgánica es importante. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Liang et al. (1998) y Liu et al. (2008) que encontraron relaciones negativas entre la adsorción del SO_4^{2-} y el contenido de materia orgánica en horizontes superficiales.

Tabla 4.2.2.20. Coeficientes de correlación (Pearson) entre las variables: arcilla, densidad aparente (DA), pH (H_2O), CaCO_3 , N total (Nt) y materia orgánica (MO) del horizonte mineral (0-10 cm) y los parámetros químicos medidos en los extractos de suelo (1:2). N= 76.

	Arcilla	DA	pH (H_2O)	CaCO_3	Nt	MO
pH	0.53***	-0.16	0.78***	0.38***	0.36**	0.37**
Na^+	0.17	0.09	-0.10	-0.27*	0.22	0.32**
K^+	0.04	0.19	-0.11	-0.10	0.09	0.13
Ca^{2+}	0.67***	-0.36**	0.65***	0.35***	0.64***	0.65***
Mg^{2+}	0.36**	-0.13	0.37**	0.35**	0.47***	0.56***
Al^{3+}	-0.45***	0.26*	-0.68***	-0.36**	-0.36**	-0.36**
Fe^{3+}	-0.47***	0.32**	-0.74***	-0.39***	-0.35**	-0.40***
Mn^{2+}	0.02	-0.09	-0.38***	-0.30**	0.16	0.32**
NH_4^+	0.06	-0.23*	-0.31**	-0.18	0.11	0.16
Cl^-	0.23*	-0.12	0.05	-0.06	0.37**	0.50***
NO_3^-	-0.24*	0.06	-0.10	-0.08	-0.16	-0.19
SO_4^{2-}	0.50***	-0.25*	0.32**	-0.03	0.54***	0.64***

*($p < 0.05$), **($p < 0.01$) y ***($p < 0.001$).

Los cationes ácidos Fe^{3+} y Al^{3+} , sin embargo, disminuyen su concentración en la solución del suelo con el incremento de los contenidos de arcilla y materia orgánica, lo que sugiere que dichos cationes estén adsorbidos sobre la superficie cargada

negativamente del complejo arcillo-húmico del suelo. En suelos ácidos la actividad del Al^{3+} está principalmente controlada por reacciones acomplejantes con la materia orgánica del suelo (Wesslink et al. 1996), presentando a su vez como cabría esperar una relación significativa negativa con el pH y el contenido de carbonatos de la fase sólida del suelo.

El contenido de N total de la fase sólida del suelo presenta relaciones con los parámetros analizados en la solución del suelo similares a las presentadas por la materia orgánica del suelo, dada la elevada relación positiva existente entre ambos, destacando que no presenta relaciones significativas con las concentraciones de N inorgánico en la solución del suelo.

El pH de la fase sólida del suelo presenta una elevada correlación positiva con el pH de la solución del suelo, siendo el pH de la solución del suelo una media de 1 unidad de pH superior al pH de la fase sólida del suelo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores en horizontes minerales superficiales de suelos europeos (Pannatier et al. 2004).

Los cationes básicos Ca^{2+} y Mg^{2+} , como cabría esperar, aumentan su concentración en la solución del suelo a medida que el pH en la fase sólida del suelo es más elevado, presentando el Ca^{2+} un coeficiente de correlación más elevado ($R=0.65$) que el obtenido por el Mg ($R=0.37$). Por el contrario los cationes ácidos Fe^{3+} , Al^{3+} y Mn^{2+} aumentan su concentración en la solución del suelo a medida que el pH en la fase sólida del suelo es más ácido obteniendo un elevado coeficiente de correlación en el caso del Fe^{3+} ($R=-0.74$) y Al^{3+} ($R=-0.68$) constatándose la elevada influencia del pH del suelo en la solubilidad de dichos cationes. Correlaciones elevadas entre Al^{3+} soluble y pH también han sido encontradas en horizonte minerales superficiales de suelos europeos por Xu et al. (2001), de Vries et al. (2003) y Huang et al. (2005) indicando la importancia del pH en la actividad del Al^{3+} . La menor correlación obtenida en el caso del Mn^{2+} puede ser debida a que es un catión más móvil que el Fe^{3+} y Al^{3+} y más sensible a los cambios de pH en el suelo (Liu et al. 2008), favoreciendo condiciones de acidez la emigración del mismo a través del perfil del suelo. También se ha obtenido un aumento significativo de la concentración del SO_4^{2-} con el incremento del pH en la solución del suelo lo que indica que la solubilidad del SO_4^{2-} es favorecida por el carácter básico del suelo ya que la adsorción del SO_4^{2-} disminuye con el incremento del pH (Zhag et al. 1996) debido a que los aniones SO_4^{2-} reemplazan a las cargas positivas superficiales (OH^+). Pero a pHs elevados el exceso de cargas negativas superficiales produce fuerzas de repulsión que

hacen que el suelo no adsorba más sulfato. Correlaciones similares entre el pH y concentraciones de NO_3^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} y Mg^{2+} se han encontrado en extractos de capas minerales de suelo en agua por Notario del Pino et al. (2008) y Homann y Harrison (1992).

El incremento del grado de compactación del suelo disminuye la concentración de Ca^{2+} , NH_4^+ y SO_4^{2-} en la solución del suelo y aumenta la concentración del Fe^{3+} y Al^{3+} . Este resultado podría explicarse porque una mayor compactación del suelo implicaría peor estructura del suelo y por lo tanto un menor contenido de materia orgánica y de arcilla en el suelo. Así se produciría el efecto contrario al producido por la materia orgánica y la arcilla, destacando que no presenta influencia significativa en el Mg^{2+} pero sí en el NH_4^+ . También hay que resaltar la relación obtenida entre la arcilla y el NO_3^- disminuyendo la concentración del NO_3^- en la solución del suelo al aumentar el contenido de arcilla, lo que pudiera sugerir que el NO_3^- sea intercambiado más fácilmente que el resto de los aniones en la superficie de los minerales de la arcilla.

Correlaciones y análisis multivariante

Con el objeto de estudiar las relaciones existentes entre los iones analizados en la solución del suelo y dada la enorme influencia del pH del suelo en la solubilidad de dichos iones se ha realizado un análisis de correlación múltiple separando suelos de carácter ácido (Tabla 4.2.2.21) y suelos de carácter básico (Tabla 4.2.2.22).

Las concentraciones de los cationes básicos están significativamente relacionadas con los aniones fuertemente ácidos como son el SO_4^{2-} y el Cl^- presentando también el Mn^{2+} y el NH_4^+ en estos suelos de carácter ácido relaciones positivas significativas con dichos aniones. Hay que destacar el elevado coeficiente de correlación obtenido entre el anión Cl^- y los cationes Na^+ ($R=0.66$) y Mg^{2+} ($R=0.77$) y entre el anión SO_4^{2-} y el Mg^{2+} ($R=0.81$) debido principalmente a que dichos iones forman compuestos cuya fuente principal común es la deposición atmosférica. Las elevadas relaciones obtenidas entre SO_4^{2-} y los cationes básicos sugiere que la deposición de SO_2 no produce una pérdida de bases en estos suelos forestales y si se añade el hecho de que no se ha obtenido una relación significativa entre los H^+ y el SO_4^{2-} se puede asumir que los aniones SO_4^{2-} no influyen de forma importante en la acidificación de los suelos forestales bajo *Q. ilex*. Otros autores también han obtenido relaciones significativas entre cationes básicos y aniones fuertemente ácidos (Augusto y Ranger 2001; de Vries et al. 2003; Huang et al. 2008) así

como también elevados coeficientes de correlación entre el Na y Cl ($R=0.87$) según Liu et al. (2008).

Tabla 4.2.2.21. Matriz de coeficientes de correlación (Pearson) entre los parámetros químicos medidos en los extractos de suelo en agua (1:2) en horizontes minerales superficiales de suelos de carácter ácido. N = 46.

	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Na ⁺	1										
K ⁺	0.185	1									
Ca ²⁺	0.404 (**)	0.085	1								
Mg ²⁺	0.733 (***)	0.324 (*)	0.574 (***)	1							
Al ³⁺	0.092	0.248	-0.210	-0.043	1						
Fe ³⁺	0.134	0.249	-0.348 (*)	-0.127	0.672 (***)	1					
Mn ²⁺	0.304 (*)	0.067	0.258	0.572 (***)	-0.024	-0.154	1				
NH ₄ ⁺	0.482 (***)	0.062	0.419 (**)	0.668 (***)	0.060	-0.102	0.751 (***)	1			
Cl ⁻	0.650 (***)	0.303 (*)	0.481 (***)	0.771 (***)	-0.104	-0.139	0.322 (*)	0.515 (***)	1		
NO ₃ ⁻	-0.147 (*)	0.354	0.150	-0.031	-0.265	-0.091	-0.194	-0.248	-0.022	1	
SO ₄ ²⁻	0.580 (***)	0.446 (**)	0.555 (***)	0.809 (***)	0.029	-0.077	0.482 (***)	0.531 (***)	0.805 (***)	0.071	1

*($p<0.05$), **($p<0.01$) y ***($p<0.001$).

El anión SO_4^{2-} está altamente relacionado y de forma positiva con el anión Cl^- , lo que sugiere que en suelos ácidos cargados positivamente existe una competencia por la adsorción electrostática de los aniones sobre las cargas superficiales del suelo. Por lo tanto, incrementos de las concentraciones de Cl^- en la solución del suelo contribuirían a una disminución de la adsorción electrostática del SO_4^{2-} y por consiguiente a un aumento de su concentración en la solución del suelo. Al no obtener ninguna relación con el anión NO_3^- , indicaría una afinidad más fuerte del Cl^- por los lugares de adsorción que del NO_3^- , a lo que se suma el hecho de que el NO_3^- es un anión inorgánico que es adsorbido muy débilmente mediante interacciones electroestáticas (Homann y Harrison

1992). Estos resultados coinciden con los obtenidos por Courchesne (1991) y Zhang et al. (1996).

Se ha obtenido una relación significativa positiva entre la concentración del anión NO_3^- y el K^+ , lo que sugiere que ambos iones de elevada movilidad, actúen de forma sincronizada dentro de la solución del suelo. Un aumento o disminución del NO_3^- coincide con un incremento o reducción de la concentración de K^+ debido a procesos de absorción o lixiviación en suelos de cargas superficiales variables. Otros autores también han obtenido relaciones entre NO_3^- y K^+ encontrando que disminuciones de la concentración de NO_3^- coinciden con también disminuciones de K^+ en la solución del suelo (Liu et al. 2008).

Los cationes básicos se encuentra en su mayoría relacionados positivamente entre sí debido principalmente a que en suelos de carácter ácido dichos cationes van a ser reemplazados por los iones H^+ en la superficie del suelo, aumentando por consiguiente la concentración de los mismos en la solución del suelo. El Ca^{2+} presenta una relación negativa con el también catión bivalente Mn^{2+} debido al antagonismo existente entre ellos, ya que son dos claros competidores por los lugares de adsorción en la raíz de las plantas. Por otro lado hay que destacar la elevada correlación positiva entre el NH_4^+ y el Mn^{2+} , lo que sugiere que ambos iones, de elevada movilidad, actúen de forma sincronizada dentro de la solución del suelo.

Los suelos de carácter básico presentan, en general, menores relaciones entre las concentraciones de los iones presentes en la solución del suelo (Tabla 4.2.2.22). Hay que mencionar que en el análisis de correlación realizado no se ha considerado el anión Al^{3+} por no haber obtenido un número suficiente de casos con datos de concentración de dicho ion.

Las bajas relaciones obtenidas entre los cationes básicos puede ser debido a una mayor adsorción de los mismos en la superficie del suelo cargada negativamente por los grupos OH^- por lo que sus concentraciones en la solución del suelo serán menores. Los aniones SO_4^{2-} y Cl^- también presentan menores relaciones significativas con los cationes básicos si se comparan con las obtenidas en suelos de carácter ácido, aunque hay que destacar el elevado coeficiente de correlación obtenido entre el Cl^- y Na^+ ($R=0.71$).

El anión SO_4^{2-} al igual que en el caso de los suelos ácidos presentan una relación positiva con el Cl^- pero con un coeficiente de correlación más bajo que puede ser debido

al hecho de que aunque en suelos de pH básico la adsorción electroestática del SO_4^{2-} disminuye, sin embargo aumenta la adsorción específica de los aniones fuertemente ácidos como el SO_4^{2-} y Cl^- . De este modo aumentando por lo tanto las cargas negativas superficiales darían lugar a una adsorción negativa de dichos aniones, que sería mayor cuanto mayor sea la concentración de Cl^- (Zhang et al. 1996), produciéndose por consiguiente un aumento de la concentración de dichos aniones en la solución del suelo.

Tabla 4.2.2.22. Matriz de coeficientes de correlación (Pearson) entre los parámetros químicos medidos en los extractos de suelo en agua (1:2) en horizontes minerales superficiales de suelos de carácter básico. N =36.

	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	NH_4^+	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}
Na^+	1									
K^+	0.442 (**)	1								
Ca^{2+}	0.318	0.132	1							
Mg^{2+}	0.381 (*)	0.330 (*)	0.265	1						
Fe^{3+}	0.158	-0.170	0.078	-0.058	1					
Mn^{2+}	0.481 (**)	0.165	0.409 (*)	0.297	0.097	1				
NH_4^+	0.047	-0.155	0.288	-0.148	0.299	0.240	1			
Cl^-	0.710 (***)	0.297	0.281	0.279	-0.020	0.492 (**)	0.009	1		
NO_3^-	-0.146	-0.056	-0.204	-0.087	0.026	-0.502 (**)	-0.170	-0.121	1	
SO_4^{2-}	0.561 (***)	0.205	0.609 (***)	0.338 (*)	-0.068	0.534 (***)	-0.091	0.664 (***)	-0.115	1

*($p < 0.05$) ** ($p < 0.01$) y ***($p < 0.001$).

Hay que destacar la relación significativa negativa obtenida entre el Mn^{2+} y el NO_3^- , lo que sugiere que estos dos elementos de gran movilidad presenten mecanismos de actuación antagónicos en un medio básico y que elevadas concentraciones de Mn^{2+} en la solución del suelo favorecería la pérdida de NO_3^- .

Se ha realizado un análisis de componentes principales (ACP) con la matriz de variables (Fig. 4.2.2.67, Tabla 4.2.2.23), no considerando para la realización de dicho

análisis los datos de los iones NO_3^- y NH_4^+ por su bajo poder de explicación. Un elevado porcentaje de la varianza total (70 %) ha sido explicada por tres factores principales, explicando los dos ejes principales el 59 % de la varianza.

Figura 4.2.2.67. Representación de los resultados del ACP para las variables con mayor poder de explicación.

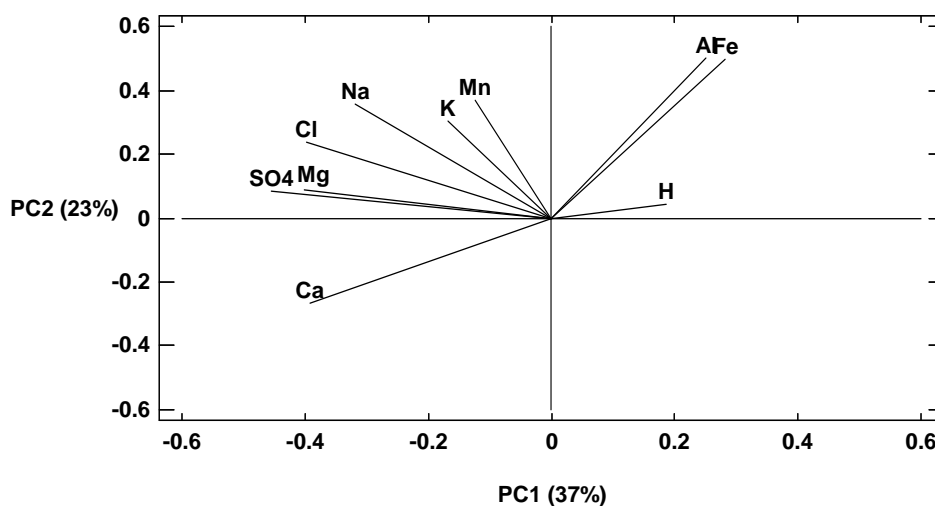


Tabla 4.2.2.23. Resultados de los pesos de cada variable en los componentes principales obtenidos en el ACP. Se marcan en negrita las variables con un coeficiente > 0.30. N = 87

	F 1	F 2	F 3
Na	-0.32	0.36	0.19
K	-0.17	0.30	-0.57
Ca	-0.39	-0.27	0.02
Mg	-0.40	0.09	0.02
H	0.19	0.04	0.71
Fe	0.28	0.50	-0.05
Al	0.25	0.50	-0.10
Mn	-0.12	0.37	0.33
Cl	-0.40	0.24	0.10
SO4	-0.45	0.08	0.07

La mayor parte de los iones están correlacionados negativamente con el primer factor, a excepción de los cationes ácidos, que presentan elevadas correlaciones positivas con el segundo factor (Tabla 4.2.2.23). Los resultados obtenidos en el primer factor sugieren una influencia importante de la deposición atmosférica debido a las elevadas correlaciones obtenidas entre sulfatos y cationes básicos así como una influencia marina debido a las correlaciones obtenidas de Cl^- y Na^+ .

Los resultados obtenidos en el segundo factor indicarían la influencia de las propiedades ácido-base del suelo ya que se han obtenido elevadas correlaciones positivas de los cationes ácidos (Al^{3+} , Fe^{3+} y Mn^{2+}), debido a que los suelos ácidos aumentarían la solubilidad de dichos cationes produciendo un aumento de su concentración en la solución del suelo. Hay que destacar la elevada relación positiva del catión H^+ y negativa del catión K^+ con el tercer factor lo que podría sugerir un efecto antagónico de ambos iones favoreciendo los suelos ácidos la pérdida por lixiviación del ion K^+ .

4.2.3. Caracterización edáfica de los suelos

Las propiedades químicas del suelo están influenciadas por diversos factores externos entre los que se encuentran el clima, tipo de roca madre, evolución del suelo y tipo de vegetación. Por lo tanto la clasificación de los suelos es una herramienta importante para la caracterización de los suelos en los que se desarrolla la especie *Q. ilex*.

Los diferentes tipos de suelos (según FAO/UNESCO/ISRIC 2006) (Fig. 4.2.3.1) y (Fig.4.2.3.2), así como los diferentes tipos de material originario (Fig. 4.2.3.4) existentes en los 95 puntos estudiados revelan la gran variedad de tipos de suelos en los que se desarrolla la especie.

El rasgo más notable de los suelos estudiados es que el 77 % de los mismos se engloban en tres unidades principales (Fig.4.2.3.2), los Leptosoles que representan el 39% de los suelos estudiados, los Cambisoles que representan el 26 % y los Regosoles que representan el 12 %. El resto de las unidades estudiadas (Alisoles, Luvisoles, Calcisoles, Andisoles, etc.) son muy poco representativas, con un porcentaje inferior al 7%.

Esto nos indica que el 77 % de las masas de encina estudiadas se desarrollan sobre suelos poco evolucionados y con cierta frecuencia de escasa profundidad, propiedades características de los suelos relegados a uso forestal.

Según el estudio realizado sobre suelos forestales europeos (EC-UN/ECE 1997) los Cambisoles representa uno de los tipos más mayoritarios, al igual que ocurre en nuestro estudio, representando una fase de transición entre los pocos evolucionados (Regosoles, Leptosoles) y los más evolucionados (Luvisoles, Alisoles, Acrisoles).

Figura 4.2.3.1. Clasificación de los suelos en los que se desarrolla la encina. N es la frecuencia de puntos. Nº total de puntos 103.

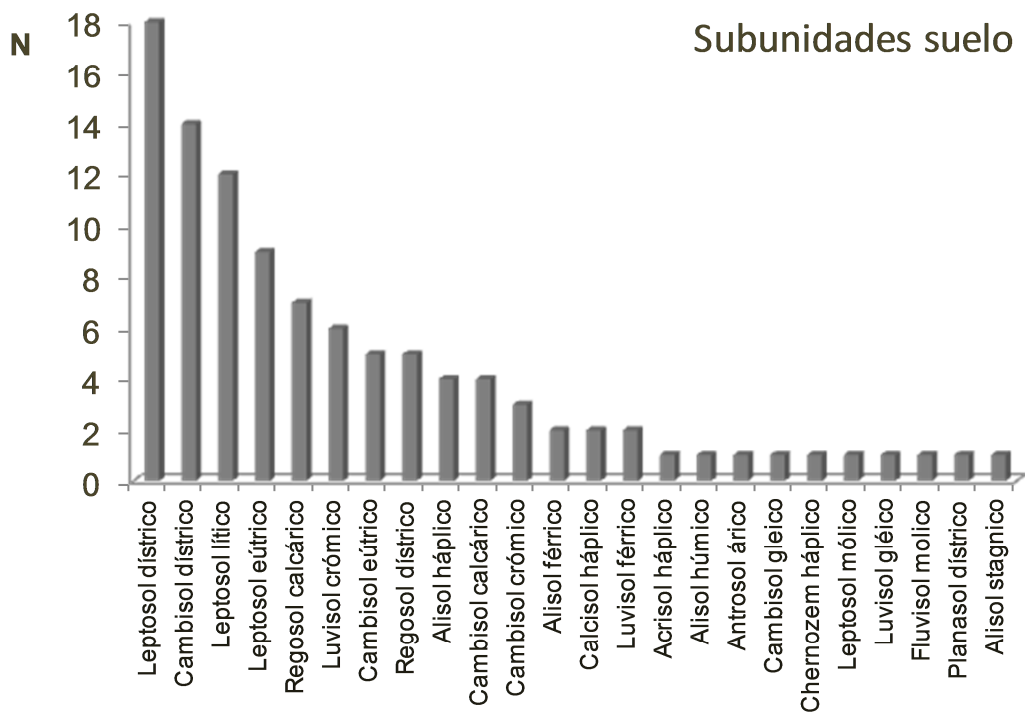
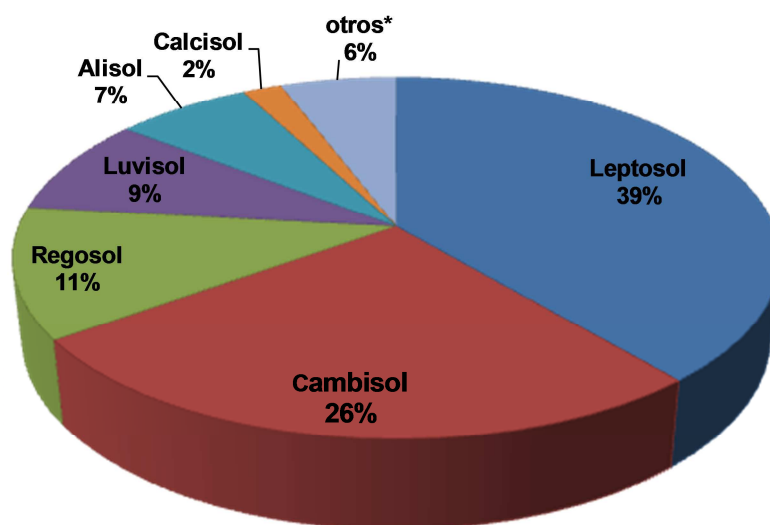


Figura 4.2.3.2. Frecuencia de distribución de las unidades principales de suelos en los que se desarrolla las masas de encina estudiadas. Nº total de puntos 103



* Acrisol, Antrosol, Chernozem, Fluvisol y Planosol

Dentro del grupo de Cambisoles, los Cambisoles dísticos son los más abundantes (12 %), seguido de los Cambisoles eutricos (5 %), siendo los Cambisoles calcáricos más comunes en el sur de Europa.

Diversos factores naturales entre los que se encuentran los factores climáticos, el relieve o el tipo de formación geomorfológica influyen en la evolución y distribución espacial de los suelos (Fig. 4.2.3.3).

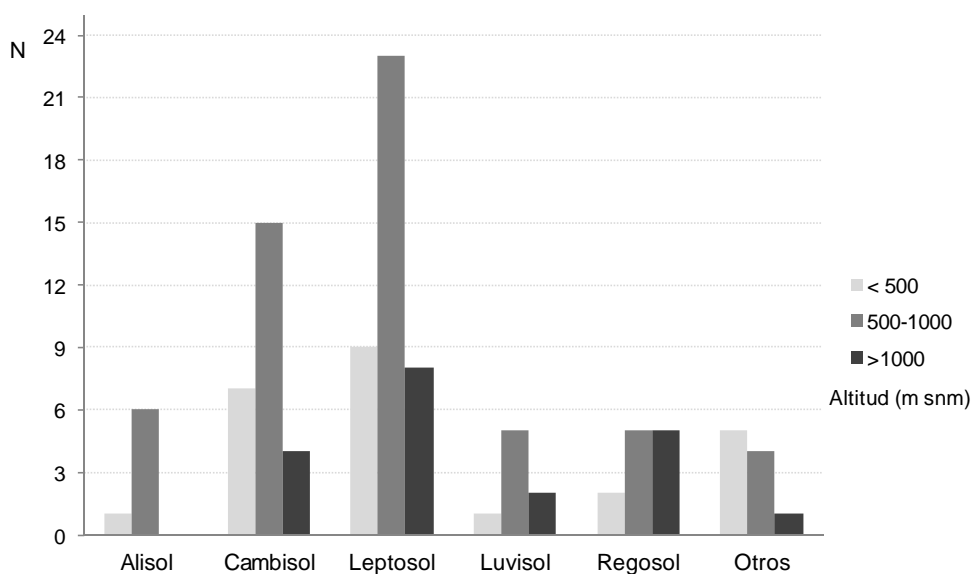
Figura 4.2.3.3. Distribución espacial de las Unidades principales de suelo



Los Leptosoles son suelos que se distribuyen principalmente en la región de Sierra Morena donde predominan suelos de carácter ácido bajo un clima semiárido; también aparecen en el Sistema Ibérico y Sistema Costero Catalán-Levantino donde el clima varía más ampliamente. El otro tipo mayoritario son los Cambisoles y se distribuyen de una forma más uniforme a lo largo de toda la geografía, ya que son suelos poco desarrollados que se encuentran en una etapa inicial de formación (se englosan principalmente en suelos de carácter ácido).

La altitud es un parámetro que dentro de los que definen las características topográficas puede influir por lo tanto en la formación y evolución de los suelos. Dentro de las Unidades Principales de los suelos estudiados, los Regosoles seguidos de los Leptosoles son los suelos que se encuentran a mayor altitud, el 42 % de los Regosoles y 20 % de los Leptosoles están situados a más de 1000 m de altitud (Fig. 4.2.3.4), van a ser por tanto suelos que van a estar condicionados por la topografía.

Figura 4.2.3.4. Frecuencia (N) de Unidades de suelo según clases de altitud



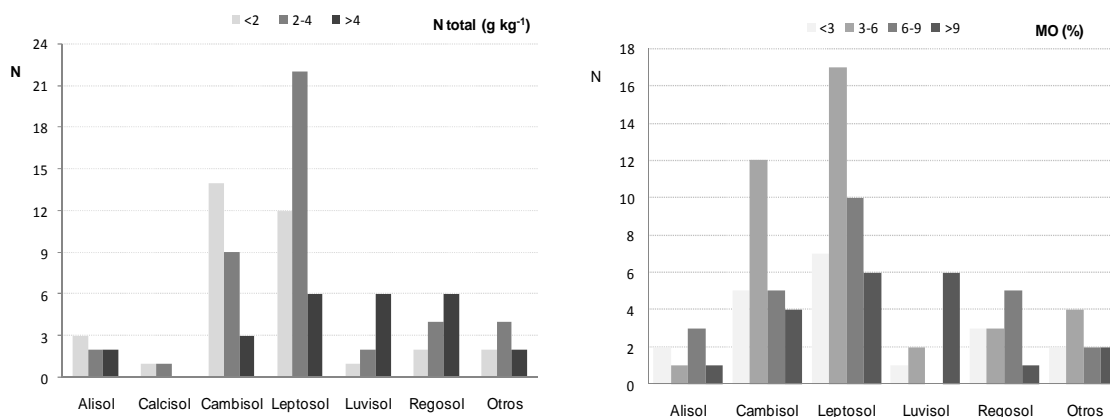
Las propiedades de los diferentes tipos de suelos como puede ser la permeabilidad en combinación con las condiciones climáticas de la zona van a influir en la composición química de los mismos. La posible influencia del tipo de suelo en los contenidos de nitrógeno total y materia orgánica en la capa mineral de 0-10 cm, ya que en esta capa las relaciones entre dichos parámetros es más acusada, se representa en la Fig. 4.2.3.5.

Dentro de las unidades de suelo estudiadas el grupo de los Cambisoles es el que presenta mayor frecuencia de suelos con contenidos bajos de N total, mientras que los Regosoles y Luvisoles son los que presentan mayores contenidos de N total. El 55 % de los suelos pertenecientes al grupo de los Leptosoles presentan contenidos intermedios.

En cuanto a los contenidos de materia orgánica, (al igual que ocurre con los contenidos de N), los Luvisoles seguidos de los Regosoles y Leptosoles son los que presentan mayor frecuencia de suelos con contenidos elevados de materia orgánica en la

capa mineral superficial de 0-10 cm, mientras que el grupo de los Cambisoles presenta un mayor porcentaje de suelos con contenidos bajos.

Figura 4.2.3.5. Frecuencia (N) de Unidades principales de suelo según clases de contenidos de nitrógeno total y materia orgánica en la capa mineral de 0-10 cm.



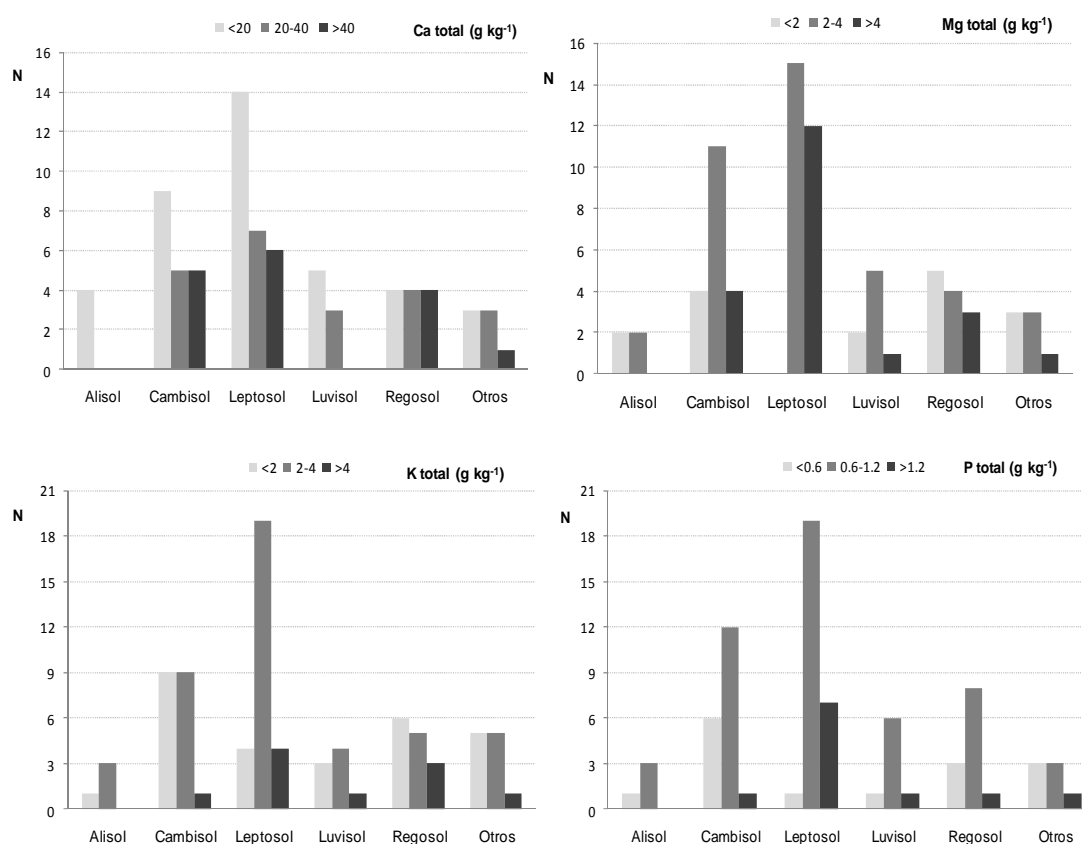
En el estudio de suelos realizado a nivel europeo los suelos que presentan contenidos más bajos de N total en las capas minerales subsuperficiales son suelos altamente permeables tales como Arenosoles y Podsoles (EC-UN/ECE 1997).

Los contenidos totales de elementos en la capa orgánica superficial de los suelos van a depender en gran medida de la contribución del suelo mineral principalmente en el caso del potasio, calcio y magnesio (EC-UN/ECE 1997), por lo que el tipo de suelo influye en dichos contenidos (Fig. 4.2.3.6).

Los Leptosoles, Cambisoles y Luvisoles presentan una mayor frecuencia de horizontes orgánicos con contenidos bajos de Ca total mientras que la totalidad de las capas orgánicas estudiadas pertenecientes al grupo de los Alisoles presentan contenidos bajos de Ca total. Finalmente los Regosoles presentan frecuencias similares de capas orgánicas tanto con contenidos bajos de Ca total como intermedios y altos.

La mayor frecuencia de horizontes orgánicos que presentan contenidos altos de Mg total corresponde a los Leptosoles, ya que el 66 % presenta contenidos intermedios entre 2 y 4 g kg⁻¹; el 44 % de los mismos presenta contenidos totales de Mg superiores a 4 g kg⁻¹. El siguiente tipo con mayor frecuencia de horizontes orgánicos con contenidos elevados de Mg son los Cambisoles.

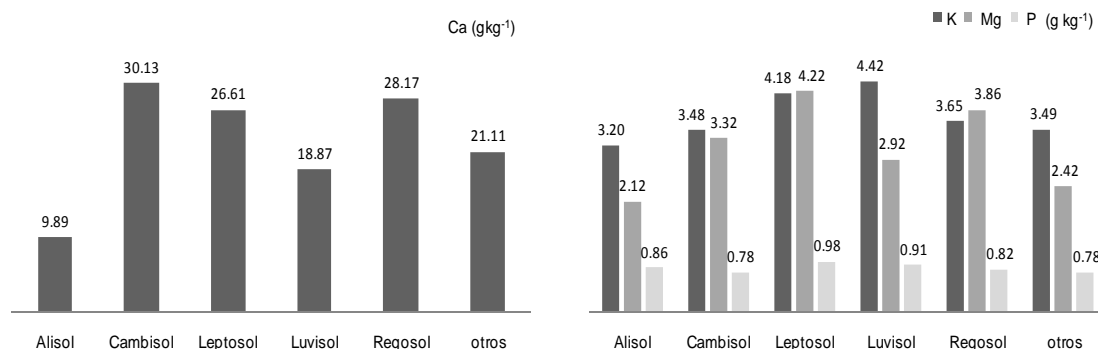
Figura 4.2.3.6. Frecuencia (N) de Unidades principales de suelo según clases de contenidos totales de calcio, magnesio, potasio y fósforo en las capa orgánicas de los suelos estudiados bajo *Q. ilex*.



Al igual que ocurre con el Mg, los Leptosoles es la unidad de suelo que presenta mayor frecuencia de horizontes orgánicos con contenidos totales de K y P elevados. En el caso del P se observa que en general todas las unidades de suelo presentan una mayor frecuencia de horizontes orgánicos con contenidos de P total intermedios entre 0.6 y 1.2 g kg⁻¹.

Los contenidos medios totales de Ca, Mg y K van a variar por lo tanto entre las diferentes unidades de suelo, mientras que los contenidos medios de P apenas van a presentar variación (Fig. 4.2.3.7), lo que indica que los contenidos de P en la capa orgánica depende principalmente del contenido de materia orgánica y de su grado de descomposición y no tanto del aporte mineral del mismo.

Figura 4.2.3.7. Contenidos medios (g kg^{-1}) de calcio, potasio, magnesio y fósforo en las capas orgánicas superficiales de las unidades principales de suelo



Los contenidos medios más elevados de Ca total en las capas orgánicas han correspondido a los Cambisoles (30.13 g kg^{-1}) y Regosoles (28.17 g kg^{-1}), mientras que en el estudio de suelos realizado a nivel europeo (EC-UN/ECE 1997), los suelos con contenidos más altos de Ca corresponden a los Leptosoles (18 g kg^{-1}) y Regosoles (13 g kg^{-1}), siendo en ambos casos inferiores a los determinados en las parcelas objeto de este estudio.

Los contenidos medios totales más elevados de K han correspondido a suelos pertenecientes a los Luvisoles (4.42 g kg^{-1}) y Leptosoles (4.18 g kg^{-1}) mientras que en el estudio de suelos realizado a nivel europeo los Regosoles (2.9 g kg^{-1}) y Leptosoles (2.3 g kg^{-1}) presentan los contenidos medios de K más elevados, siendo dichos contenidos al igual que en el caso del Ca, inferiores a los determinados en este estudio.

El Mg presenta contenidos medios totales superiores a 1 g kg^{-1} en todas las unidades de suelo estudiadas no presentando por lo tanto contenidos bajos ni deficiencias de Mg (Ulrich 1995). Las unidades principales de suelo con contenidos más elevados de Mg han correspondido a los Leptosoles, Regosoles y Cambisoles, resultados coincidentes con los determinados en el estudio de suelos forestales realizado a nivel europeo (EC-UN/ECE 1997).

El tipo de material originario junto con factores climáticos y geomorfológicos son factores importantes en la formación y evolución del suelo contribuyendo a la importante diversificación de los mismos.

Litológicamente existe una gran variedad de materiales en los suelos estudiados bajo encinar (Fig.4.2.3.8). El material más abundante es la caliza, presente en 28 de los 104 suelos estudiados, seguido de pizarras y esquistos.

Los diferentes materiales estudiados se han agrupado en 8 grupos principales dependiendo del porcentaje de frecuencia (Fig. 4.2.3.9).

El material originario generalmente tiene una gran influencia sobre la composición mineral de los suelos, más que ningún otro parámetro formador del suelo. El material originario está constituido prácticamente en la misma proporción por rocas de carácter ácido (granitos, pizarras, esquistos, cuarcitas, micacitas y gneis) con un 54 % de abundancia, y rocas de carácter básico (calizas, margas, areniscas, calcarenitas y conglomerados) con una presencia del 46 % en los suelos estudiados. Dicho porcentaje coincide con la distribución de los valores de pH estudiados (Tabla 4.2.2.1). Dentro de la amplia variedad de materiales originarios predominan las calizas (27 %), seguido en la misma proporción de pizarras y esquistos (16 %) y granitos (12 %) (Fig. 4.3.3.9).

De la naturaleza del material originario depende en gran medida el tipo de clase textural del suelo, definidas en el apartado 4.2.2.1. Se observa que los suelos de textura gruesa están asociados principalmente a rocas ígneas, destacando que el 75 % de los suelos que tienen granito como material originario presentan textura gruesa. Por otra parte hay que destacar que aproximadamente el 90 % de los suelos cuyo material originario es de origen metamórfico presentan textura media, mientras que los suelos procedentes de rocas sedimentarias son suelos con una mejor estructura ya que casi el 40 % de los mismos presentan textura media fina, fina y muy fina, tratándose de suelos generalmente más productivos (Fig. 4.2.3.10).

La influencia del material originario junto con factores climáticos y geomorfológicos se refleja en el tipo de suelo que presentan las formaciones forestales definidas en este trabajo (Tabla 4.2.3.1). Las formaciones de dehesas se sitúan en suelos desarrollados principalmente sobre sustratos ácidos (granito, esquisto, pizarra y cuarcita) mientras que el resto de las formaciones forestales se desarrollan sobre sustratos más heterogéneos con una mayor presencia de sustratos calizos.

Figura 4.2.3.8. Material originario de los suelos en los que se desarrolla las masas de encina. N° total de puntos 103

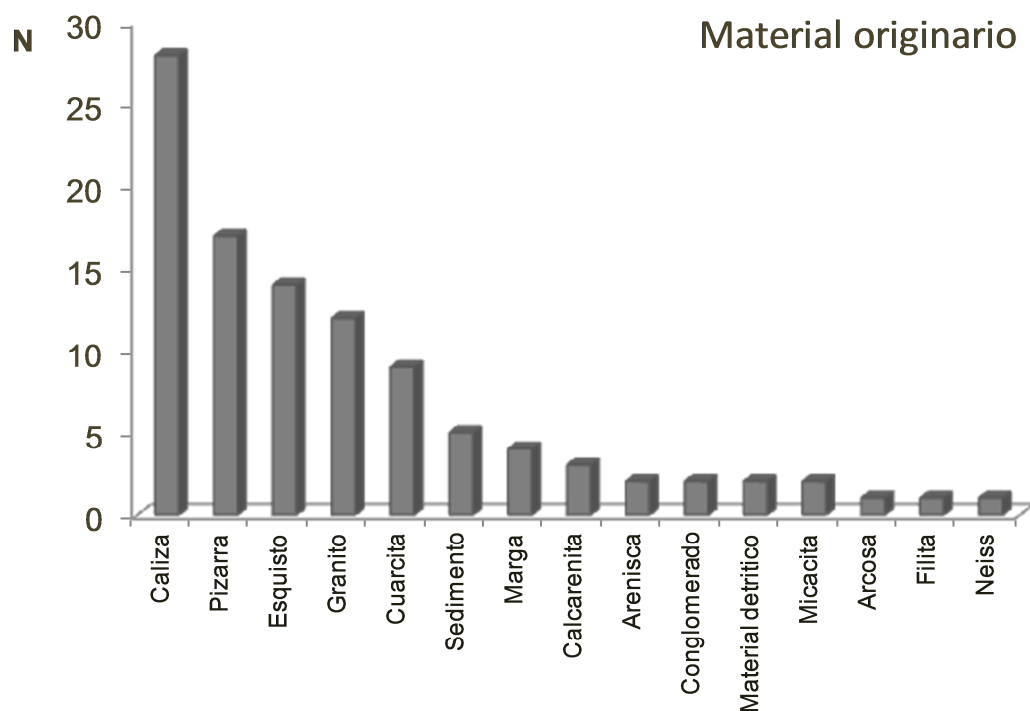
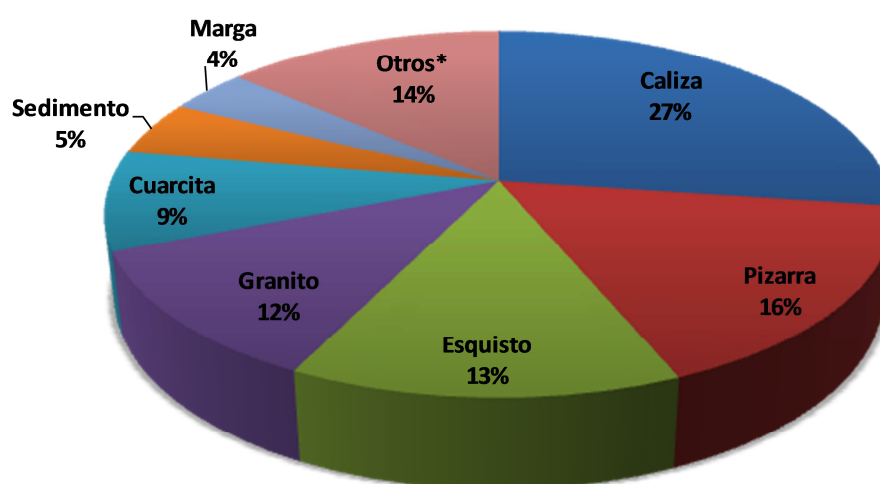
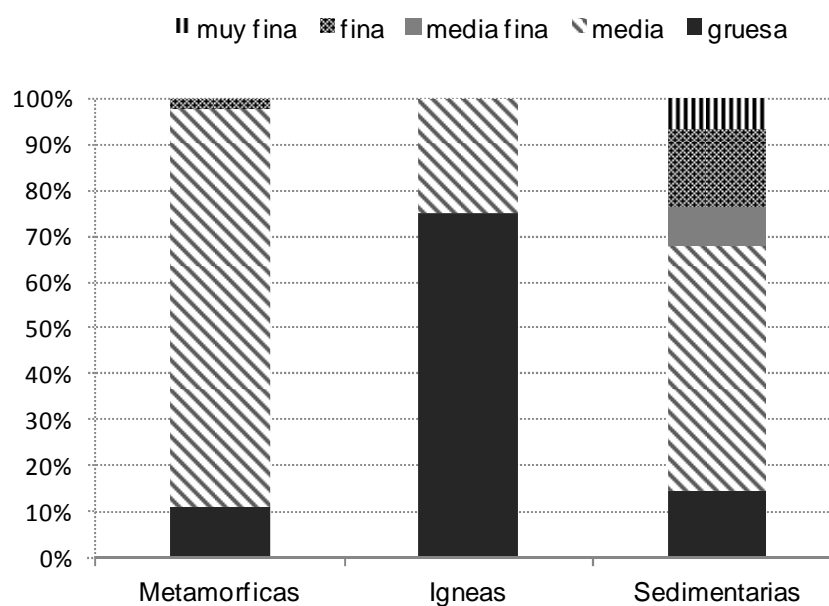


Figura 4.2.3.9. Frecuencia de los principales materiales originarios de los suelos en los que se desarrolla las masas de encina. N° total de puntos 103.



*Calcarenita, arenisca, conglomerado, micacita, arcosa, filita, neiss y material detrítico

Figura 4.2.3.10. Frecuencia de las diferentes clases texturales según grupos geológicos de clasificación del material originario. N° total de puntos 103



Las dehesas se desarrollan principalmente sobre Leptosoles (45 %) y Cambisoles (28 %), mientras que el resto de las formaciones forestales se desarrollan sobre una mayor variedad de tipos de suelos, desde suelos poco evolucionados a suelos más desarrollados como Regosoles o Luvisoles, que reflejaría en parte la influencia de unas condiciones climáticas más favorables para la formación del suelo que se producen en estos tipos de formaciones forestales.

Tabla 4.2.3.1 Unidad de suelo, profundidad del suelo (Profu) hasta la roca madre (cm), pendiente (Pend), altitud (Alt) y Sustrato litológico

Formación Forestal	Unidad Suelo	N	Profu (cm)	Pend (%)	Alt (m)	Sustrato litológico
Dehesa (n=40)	Leptosol	18	24	16	525	Esquisto (6), pizarra (5), granito (4), micaesquisto (2), neiss(1)
	Cambisol	11	44	10	556	Granito (5),pizarra (2), cuarcita (2), esquisto (1), filita (1)
	Alisol	5	51	7	439	Cuarcita (3), pizarra (1), arcosa (1)
	Luvisol	2	60	12	505	Granito (1), pizarra (1)
	Otros	4	45	16	375	Caliza (1), sedimentos (1), pizarra (1), esquisto (1)
EBD (n=14)	Leptosol	7	27	21	1036	Caliza (6), esquisto (1)
	Regosol	5	29	24	1050	Caliza (3), marga (1), cuarcita (1)
	Cambisol	1	38	7	800	Sedimentos (1)
	Luvisol	1	34	32	1100	Caliza (1)
Mixta (n=29)	Leptosol	10	23	12	939	Caliza (4), cuarcita (1), pizarra (3), arenisca (1), conglomerado (1)
	Cambisol	8	57	14	919	Sedimentos (3), caliza (1), marga (1), esquisto (1), pizarra (1), granito (1)
	Regosol	5	61	16	760	Caliza (1), conglomerado (1), marga (1), sedimentos (1), granito (1)
	Alisol	2	52	32	863	Esquisto (1), pizarra (1)
	Otros	4	40	29	1125	Caliza (3), cuarcita (1)
EAD (n=20)	Cambisol	8	51	26	888	Caliza (1), arenisca (1), pizarra (1), filita (1), esquisto (1), marga (1), sedimentos (1), cuarcita (1)
	Leptosol	5	19	33	870	Caliza (3), esquisto (2)
	Luvisol	4	47	8	950	Caliza (2), arenisca (1), pizarra (1)
	Otros	3	83	25	775	Arenisca (2), caliza (1)

4.3. Cuantificación de la capacidad de almacenamiento de carbono en los horizontes superficiales del suelo

Los resultados de este capítulo están recogidos en el artículo:

González González I., Grau Corbí J. M., Fernández Cancio A., Jiménez Ballesta R. González Cascón M.R. (2012) Soil carbon stocks and soil solution chemistry in *Quercus ilex* stands in Mainland Spain. Eur J Forest Res. doi 10.1007/s10342-012-0623-8

4.3. Cuantificación de la capacidad de almacenamiento de carbono en los horizontes superficiales del suelo

La determinación del contenido de carbono total en la fracción fina del suelo de los puntos muestreados en unidades de masa, permite conocer el contenido de materia orgánica, que junto, con la actividad biológica, tiene una gran influencia sobre las propiedades físico-químicas del suelo (Robert et al. 1996). Sin embargo, no aporta información que permita realizar estudios comparativos entre diferentes ecosistemas y dentro del mismo ecosistema entre diferentes zonas. Por este motivo y dada la importancia de los “stocks” de carbono en los suelos forestales, ya que alrededor de las dos terceras partes del carbono almacenado en los ecosistemas forestales están localizados en el suelo según Mao et al. (2010), se ha calculado la cantidad de carbono almacenado en cada punto de muestreo por unidad de superficie, hasta la profundidad de 20 cm.

Además es de gran interés no solo conocer el carbono almacenado en suelos en los que se desarrolla una de las especies perennifolias más ampliamente distribuida en la Península Ibérica como es la especie *Q. ilex* (Pulido et al. 2001), sino también los factores que van a influir en la velocidad de acumulación de carbono en el suelo entre los que se encuentran factores bióticos como la composición de especies, densidad arbórea, edad y vegetación del suelo que modifican las entradas de la materia orgánica al suelo (desfronde aéreo, biomasa radicular y microorganismos del suelo) según Hagen-Thorn et al. (2004) y Vesterdal et al. (2008) y factores abióticos como clima, topografía y propiedades del suelo (Dalias et al. 2003; Miller et al. 2004; Leifeld et al. 2005). El uso del suelo o el manejo de los bosques también modifican la velocidad de almacenamiento de carbono en el suelo (Evrendilek et al. 2004; Boix-Fallos et al. 2009; Papini et al. 2011).

Para la realización de los objetivos arriba planteados en cada una de las 103 zonas de estudio se han recogido muestras de suelo por profundidad siguiendo la metodología del ICP Forest (UN/EC, 1994) y el manual de campo (Lopez Arías, 1996a).

Se ha cuantificado el contenido de carbono por unidad de superficie calculando los siguientes parámetros: carbono orgánico superficial del suelo (COSS), carbono inorgánico superficial del suelo (CISS) y carbono total superficial del suelo (CTSS). Calculados de la siguiente forma:

$$COSS = \sum_n^{i=1} \frac{COSi}{100} \times DAI \times E_i \times FFSi$$

$$CISS = \sum_n^{i=1} \frac{CISI}{100} \times DAI \times E_i \times FFSi$$

$$CTSS = COSS + CISS$$

Donde $COSi$ representa el carbono orgánico (%) del suelo del horizonte muestreado, $CISI$, el carbono inorgánico del suelo (%), DAI , la densidad aparente (kg m^{-3}), E_i es el espesor de cada horizonte mineral (0.1 m), $FFSi$ es el porcentaje de la fracción fina del suelo $[(100 - \% \text{ fragmentos gruesos})/100]$. Los “stocks” de carbono en los primeros 20 cm del suelo fueron calculados como la suma de los valores obtenidos en las dos capas minerales analizadas (0-10 cm y 10-20 cm). La concentración en porcentaje de COS y nitrógeno total en la fracción fina hasta los 20 cm de suelo fue calculada como el valor medio de las dos capas minerales muestreadas.

En las capas orgánicas los “stocks” de carbono orgánico (COS) se han calculado de la siguiente forma:

$$COS = \frac{COS}{100} \times E$$

Donde COS representa el carbono orgánico (%) de la capa orgánica muestreada y E el espesor de la capa en kg m^{-2}

4.3.1. Variación de los “stocks” de carbono en el suelo

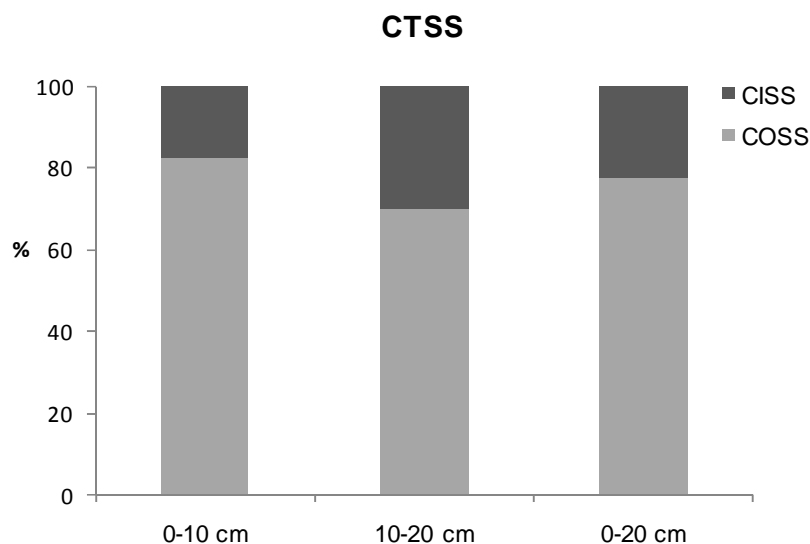
Los valores medios de los “stocks” de COS y CTS por unidad de superficie disminuyen con la profundidad del suelo, mientras que el valor medio de los “stocks” de CISS procedente de los carbonatos presentes en el suelo es ligeramente más alto en las capas minerales más subsuperficiales (Tabla.4.3.1).

Los “stocks” de carbono orgánico en la capa mineral más superficial (0-10 cm) representan el 83 % del carbono total almacenado en dicha capa mientras que se observa un incremento de la contribución del CISS al CTSS con la profundidad del suelo, siendo dicha contribución del 30 % en la capa mineral superficial de 10-20 cm (Fig. 4.3.1).

Tabla 4.3.1. Valores medios, mínimos y máximos de COSS, CISS y CTSS separado por los dos horizontes minerales superficiales (0-10 y 10-20 cm). N es el nº de puntos en los que se han determinado los "stocks" de carbono. LD indica valores inferiores al límite de determinación.

Profundidad cm	N	Parámetro	Min	Media kg m ⁻²	Max
0-10	101	COSS	0.72	3.32	10.36
10-20	101		0.32	1.83	6.22
0-10	99	CISS	<LD	0.70	6.60
10-20	99		<LD	0.79	7.59
0-10	101	CTSS	0.72	4.01	10.94
10-20	101		0.41	2.57	9.26

Figura 4.3.1. Contribución (porcentaje) del COSS y CISS al CTSS en las capas minerales superficiales de 0-10 cm, 10-20 cm y 0-20 cm.



Grigal y Ohmann (1992) también encontraron en suelos forestales cantidades menores de carbono total almacenado a medida que aumenta la profundidad del suelo. Por el contrario en el caso de suelos de pastos se ha encontrado un mayor almacenamiento de carbono orgánico superficial a medida que aumenta la profundidad del suelo (García-Pausas et al. 2007).

El carbono orgánico almacenado en los primeros 20 cm del suelo en los 103 puntos de encina estudiados presenta un amplio rango de variación entre 1.42 y 15.60 kg m⁻² y un valor medio de 5.16 kg C m⁻² (Tabla 4.3.2). El 80 % de los suelos presentan valores de COSS superiores a 2.2 kg m⁻² e inferiores a 8.9 kg m⁻². En los suelos con

presencia de carbonatos, el carbono inorgánico representa el 56.9 % del carbono total almacenado. En ellos el carbono inorgánico almacenado varía desde valores por debajo de su límite de determinación (LD) hasta valores de 13.88 kg m⁻². El amplio rango de variación del carbono total almacenado refleja la variedad litológica, climática y topográfica de los puntos estudiados en los que se desarrolla la especie *Q. ilex*.

Valores medios similares de “stocks” de carbono orgánico (5 kg m⁻²) en horizontes minerales superficiales han sido encontrados por González Parra y Candàs Villar (2004) en suelos bajo encinar. En suelos forestales bajo especies de coníferas Grigal y Ohmann (1992) obtuvieron en los primeros 20 cm de suelo valores medios carbono almacenado ligeramente inferiores (4 kg m⁻²).

Tabla 4.3.2. Valores medios, mediana, rangos de variación y percentiles 10 y 90 de COSS, CISS y CTSS en los 20 primeros cm del suelo.

Parámetro	N	Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
kg m ⁻²							
COSS	101	1.42	5.16	4.57	15.60	2.12	8.93
CISS	99	<LD	1.49	<LD	13.88	<LD	5.79
CTSS	101	1.42	6.61	5.12	17.89	2.20	13.54

A nivel Europeo, Baritz et al. (2010) encontraron en suelos forestales una variabilidad similar de “stocks” de carbono orgánico a lo largo de un gradiente climático mucho más amplio (desde clima boreal hasta clima mediterráneo) y con una composición de especies mucho más variada. Dichos autores presentaron un rango de “stocks” de carbono orgánico estimado en el horizonte mineral superficial (0-20 cm) de 1.1-12.6 kg m⁻² (5 y 95 percentil), ligeramente más elevado que el rango 1.9-10.8 kg m⁻² obtenido en los 103 puntos de *Q. ilex* para el mismo rango intercuartilico. Teniendo en cuenta que la variación climática en nuestro estudio es mucho más reducida y que solamente una especie dominante ha sido considerada, la elevada variabilidad de los “stocks” de carbono superficial podría ser atribuida a un efecto combinado de una elevada diversidad en las propiedades fisicoquímicas del suelo (porcentaje de elementos gruesos, textura, contenido de materia orgánica y propiedades acido-base del suelo).

En otros ecosistemas, como por ejemplo pastizales, diversos autores han obtenido en suelos muestreados a la misma profundidad “stocks” de carbono orgánico superiores a los obtenidos en ese trabajo con valores medios de 7.3 y 12.3 kg C m⁻² y rangos de variación entre 6.0 y 23.4 kg C m⁻² (Burke et al. 1989; García-Pausas et al.

2007). Ganuza y Almendros 2003 también obtuvieron mayor cantidad de C almacenado en suelos de pastos comparado con suelos forestales o agrícolas. Esos mayores “stocks” de carbono obtenidos en suelos de pastos pueden ser debidos a la combinación de varios factores: mayor densidad de raíces finas en la superficie del suelo por lo que la proporción raíz/vástago resulta muy elevada (Jobbágy y Jackson 2000), pasando dichas raíces después de su descomposición a formar parte de la materia orgánica del suelo; y por otro lado mayor actividad microbiana del suelo estimulada, por la liberación de sustancias orgánicas a través de las raíces (Duchaufour 1984; Ganuza y Almendros 2003).

En los horizontes superficiales de los suelos estudiados se observa que la mayor parte de los puntos muestreados presentan valores bajos e intermedios de carbono orgánico almacenado (entre 1 y 8 kg m⁻²), siendo solamente 14 los puntos en los que el carbono orgánico almacenado supera los 8 kg m⁻². Estos puntos con valores máximos están situados principalmente en las Cordilleras Cantabrica, Pirenaica y Costero-catalana (Fig. 4.3.2) y son puntos que mayoritariamente corresponden a encinares de alta densidad y formaciones mixtas, estando dichos puntos situados principalmente en zonas de clima Nemoral y Nemoro-Mediterráneo.

En los 39 puntos de muestreo con suelos carbonatados, los “stocks” de carbono inorgánico en la superficie del suelo representan un porcentaje medio con respecto a los “stocks” de carbono total del 33 %, oscilando en dichos puntos entre un valor máximo del 81 % y un valor mínimo del 3 %. En los puntos situados principalmente en la Cordillera Pirenaica, Sistema Ibérico y zona este del Sistema Bético se observa una importante contribución del CISS, lo que refleja la naturaleza del material originario en estas formaciones geológicas (Fig. 4.3.3).

En las capas orgánicas muestreadas sobre estos primeros 20 cm del suelo, el carbono orgánico almacenado no supera en ningún caso el valor de 1.33 kg m⁻², con un valor medio de 0.29 kg C m⁻² en los 77 puntos en los que se han muestreado la capa orgánica (Tabla 4.3.3).

Figura 4.3.2. Distribución espacial de rangos de “stocks” de carbono orgánico (kg m^{-2}) obtenidos en la superficie del suelo (0-20 cm) en los 103 puntos de encina muestreados.

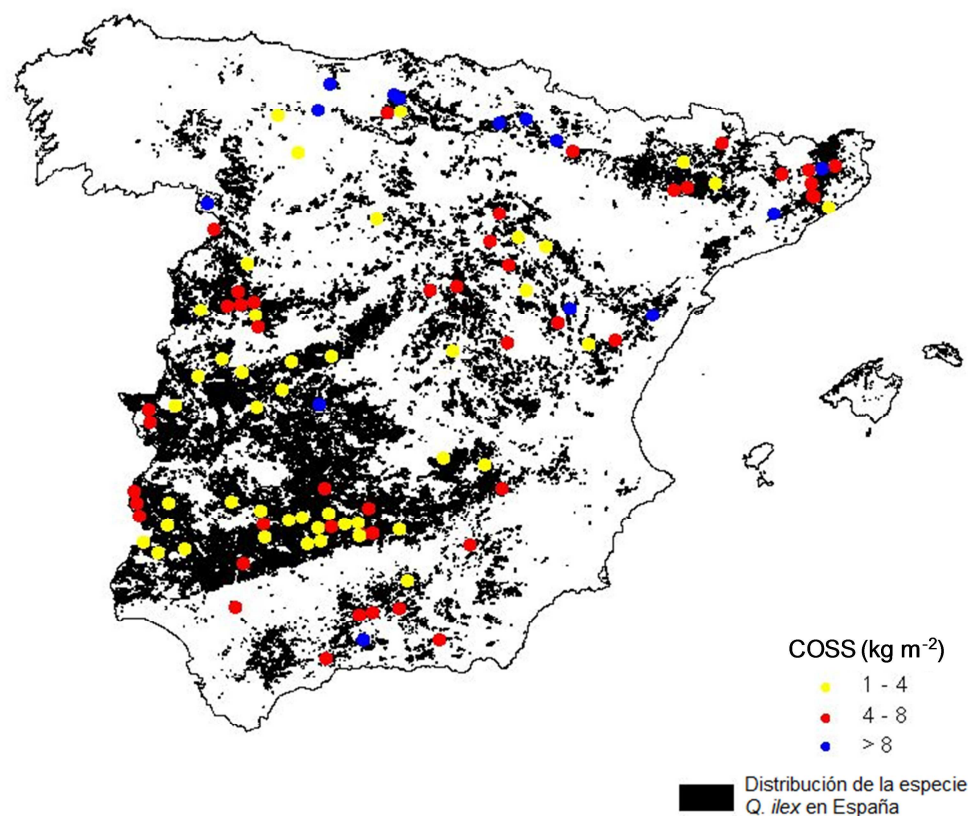
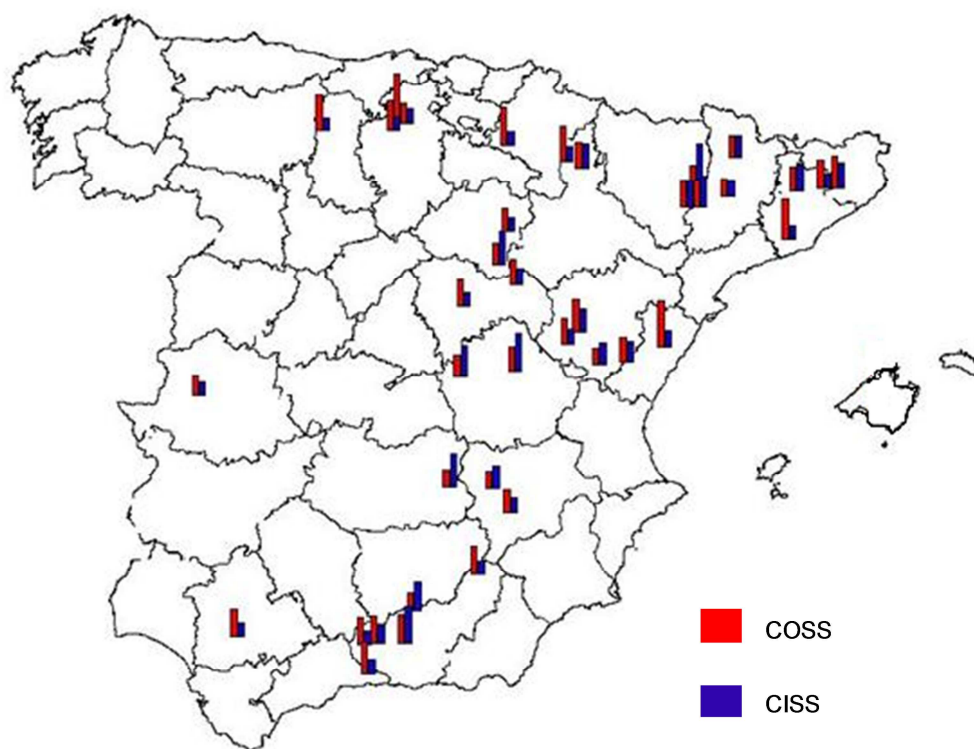


Figura 4.3.3. Distribución espacial de COSS y CISS (kg m^{-2}) determinados en la superficie del suelo (0-20 cm) en los 103 puntos de encina muestreados.



El valor medio de carbono orgánico almacenado en esta capa orgánica (forna) es inferior al determinado por el ICP-Forests para las capas orgánicas de suelos forestales europeos que mayoritariamente, el 77 %, presentan rangos de carbono orgánico entre 0 y 2 kg m⁻² (EC-UN/ECE 1997). Estos valores más elevados pueden ser explicados por la alta representatividad de suelos forestales europeos bajo cubierta forestal de coníferas, especies cuyos restos vegetales se descomponen más lentamente que en el caso de especies de frondosas, a lo que habría que sumar el desarrollo de condiciones climáticas menos favorables para la mineralización de la materia orgánica del suelo. En otros estudios realizados sobre suelos forestales se ha determinado en capas orgánicas un valor medio de carbono almacenado de 1.7 kg m⁻² bajo cubierta forestal de coníferas y un valor medio algo inferior de 1.4 kg m⁻² bajo frondosas caducifolias, (Grigal y Ohmann 1992), en ambos casos superiores a los valores medios obtenidos en este trabajo en suelos bajo la especie *Q. ilex* (0.29 kg m⁻²).

Tabla 4.3.3. Valores medios, mediana, rangos de variación y percentiles 10 y 90 de carbono orgánico almacenado (kg m⁻²) en capas orgánicas (forna). Nº de capas muestreadas 77.

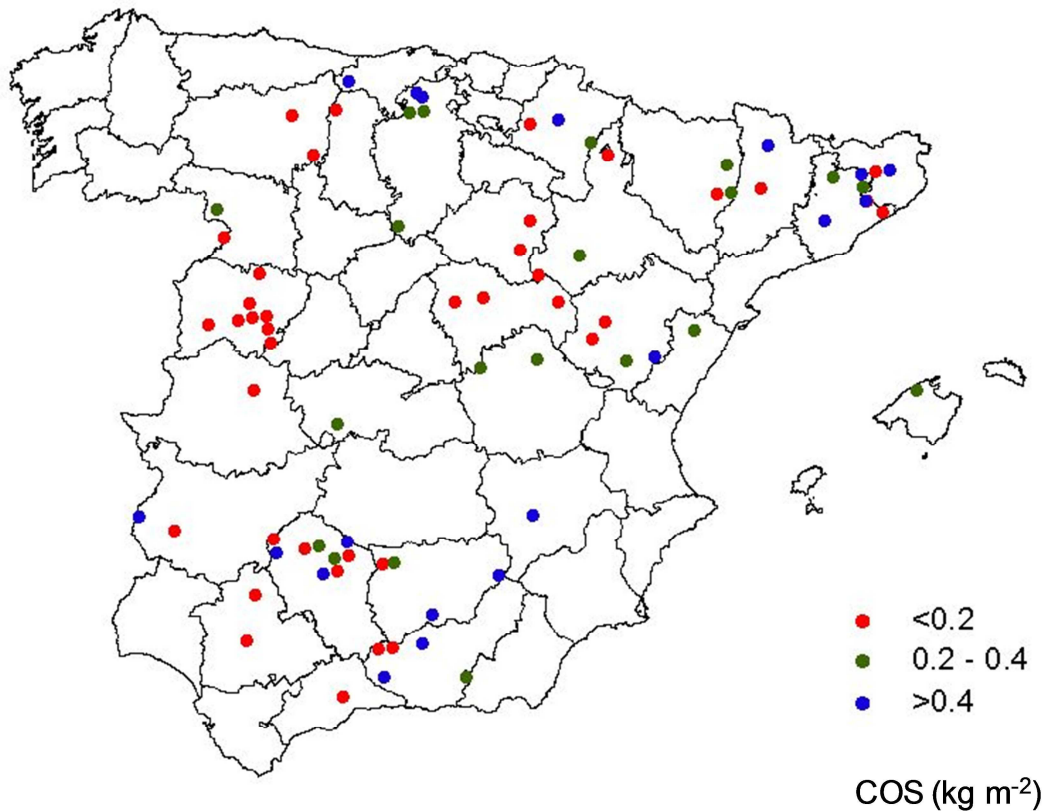
Min	Media	Mediana	Max	Percentil 10	Percentil 90
0.01	0.29	0.20	1.33	0.04	0.71

En cuanto a la variabilidad espacial del carbono orgánico almacenado (kg m⁻²) en la capa orgánica (Fig. 4.3.4) se observa que éste es mayor en los puntos en los que el espesor de la capa orgánica es mayor (Fig. 4.2.2.17), estando dichos puntos situados en las Cordilleras Cantábrica, Pirenaica y Costero-catalana, así como en la región de Sierra Morena, regiones cuyas condiciones climáticas van a favorecer la acumulación de materia orgánica.

Las reservas de C almacenado presentan por lo tanto una alta heterogeneidad, debido principalmente a que el contenido de C en el suelo es el resultado del balance neto entre las entradas (producción primaria) y salidas (descomposición de la materia orgánica). Ambos flujos están regulados por tanto por diferentes tipos de factores. Con el objeto de determinar los factores que influyen en la capacidad de retención del carbono en los suelos forestales bajo la especie *Q. ilex*, se ha estudiado la influencia de la condición del sitio (clima y topografía), la densidad arbórea y las propiedades físico-químicas del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono en el horizonte en los

horizontes minerales superficiales (no se ha considerado las capas orgánicas por no tener datos de COSS en todos los puntos muestreados).

Figura 4.3.4. Distribución espacial de rangos de carbono orgánico almacenado (kg m^{-2}) en las capas orgánicas (forna) de los puntos de encina muestreadas, $n=77$



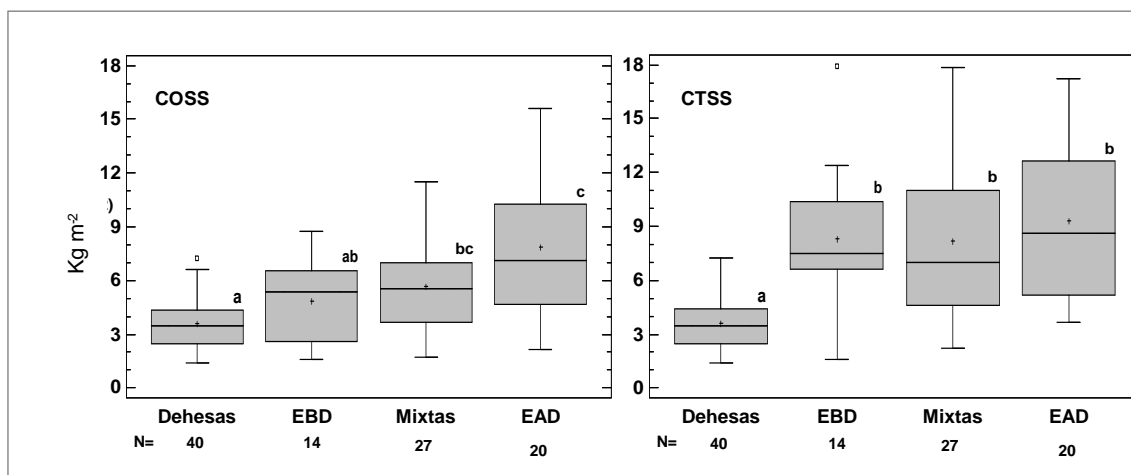
4.3.2. Influencia de la densidad arbórea en la capacidad de almacenamiento de carbono

Influencia de la formación forestal en los “stocks” de carbono

En el horizonte superficial del suelo la media de los “stocks” de COS fue significativamente más baja (3.6 kg m^{-2}) que la presentada en suelos bajo formaciones mixtas (5.7 kg m^{-2}) y encinares de alta densidad (7.8 kg m^{-2}) (Fig. 4.3.5). Los suelos superficiales en esta última formación forestal presentaron la capacidad de almacenamiento de COS más elevada, doblando el valor medio de las formaciones de dehesas. Sin embargo el mayor valor medio de los “stocks” de COS obtenidos en

encinares de baja densidad (4.8 kg m^{-2}) comparado con el de las dehesas no fue estadísticamente significativo.

Figura 4.3.5. Diagrama de cajas y análisis de anova del carbono orgánico almacenado (kg m^{-2}) en la superficie del suelo (0-20 cm) según las cuatro formaciones forestales. Diferencias significativas entre las medianas están indicadas por letras diferentes.

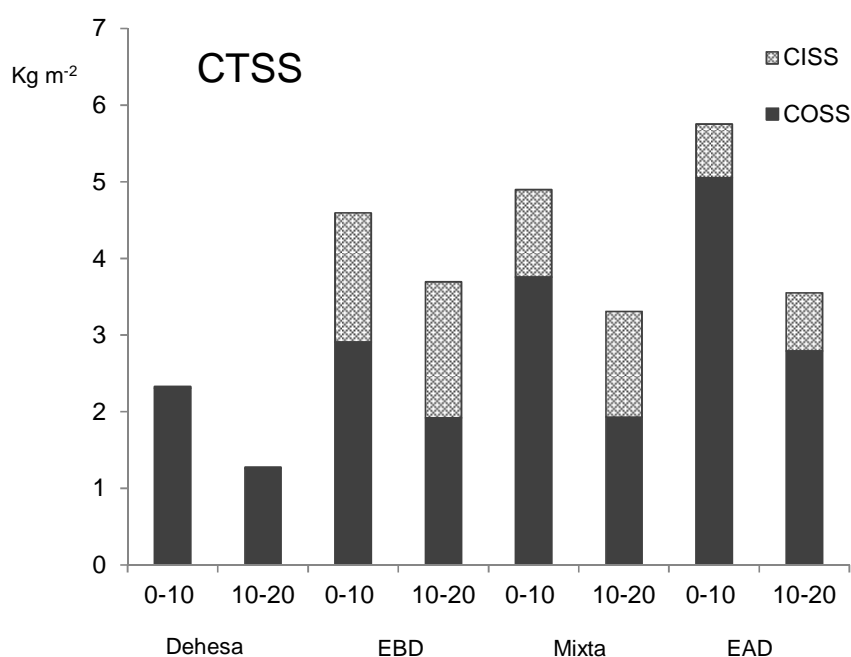


En términos de “stocks” de carbono total, las diferencias entre los tres tipos de formaciones más heterogéneas, desde el punto de vista de las propiedades del suelo (EBD, Mixtas y EAD), desaparecen debido a la contribución de la fracción inorgánica del carbono, obteniendo los 63 suelos pertenecientes a esas tres formaciones un valor medio conjunto de “stocks” de CTS de 8.6 kg m^{-2} , significativamente más alto que la media de “stocks” de CTS en las formaciones de dehesas. La importancia de la contribución del carbono inorgánico a los “stocks” de CTS fue especialmente notable en las formaciones EBD (el 31 % de los “stocks” de CTS), caracterizadas por suelos con el valor medio de pH significativamente más elevado (7.7 en pH en agua) debido a la abundante presencia de sustratos calizos; y por presentar el mayor contenido medio de fragmentos gruesos (40 %). Por el contrario, todo el carbono almacenado en los suelos ácidos de las dehesas situadas en la zona suroeste de España corresponde a la fracción orgánica. Los bajos “stocks” de COS y CTS que presentan los suelos de dehesas coinciden con el hecho de que son las formaciones con más baja densidad arbórea, que presentan las medianas de pH significativamente más bajas con escasa presencia de sustratos calizos y con suelos de textura gruesa que presentan porcentajes de arcilla significativamente inferiores al resto de las formaciones.

En todas las formaciones forestales se observa una disminución del COSS con la profundidad del suelo a la vez que un incremento de la contribución del CISS a los

“stocks” de CTS (Fig. 4.3.6). El máximo incremento del CISS entre las dos profundidades del suelo (24 %) ha correspondido a las formaciones mixtas. El incremento del COSS con la densidad arbórea (desde dehesas a encinares de alta densidad) puede apreciarse no solo en la capa superficial (0-10 cm) si no también en las capas más profundas (10-20 cm).

Figura 4.3.6. Valores medios de los “stocks” de carbono total (inorgánico (CISS) y orgánico (COSS)) según la formación forestal, separando las dos capas superficiales minerales de 0-10 cm y 10-20 cm.



El valor medio de los “stocks” de COS obtenido en las dehesas se sitúa en el nivel más bajo de los “stocks” de COS calculados por Baritz et al. (2010) para suelos forestales superficiales a nivel Europeo.

La distribución espacial de la materia orgánica en suelos de dehesas ha sido estudiada por diversos autores. La heterogeneidad de la distribución de la materia orgánica en dichas formaciones está conducida por la presencia de árboles y la distribución de la capa herbácea. En este tipo de ecosistemas existe un incremento de la fertilidad del suelo cerca de los árboles disminuyendo fuera de área de influencia de la copa (Dahlgren et al. 2003; Moreno et al. 2007; Gea-Izquierdo et al. 2010). La influencia del arbolado en la distribución espacial de los nutrientes en el suelo está relacionada con los cambios en el microclima (luz, temperatura y disponibilidad de agua) según Gea-Izquierdo et al. (2009); biomasa y enriquecimiento de nutrientes (composición de las

comunidades herbáceas, desfronde aéreo y biomasa radicular) según Gallardo et al. (2000) y Moreno et al. (2007); la actividad microbiana y presencia de ganado debajo de la cubierta arbórea. Incrementos en la densidad arbórea deberían por lo tanto contribuir al aumento de la capacidad de almacenamiento de la materia orgánica. En este trabajo se ha obtenido un incremento del valor medio de los “stocks” de COS en el suelo de 1.6 kg m⁻² en EBD y de 4.2 kg m⁻² en EAD comparado con el obtenido en las dehesas.

Las formaciones mixtas tienen una media intermedia de los “stocks” de COS de 5.7 kg m⁻² con un amplio rango de variación (entre 1.7 y 11.5 kg m⁻²). Esta variación podría ser explicada por un efecto combinado de la composición de especies (*P. nigra*, *P. halepensis*, *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* entre otras), la diferente densidad arbórea y la elevada variabilidad climática. Efectos de la composición de especies arbóreas en los “stocks” de COS han sido encontrados por Díaz-Pinés et al. (2011) en bosques puros y mixtos de *Q. pyrenaica* y *P. sylvestris* en el Sistema Central. Una mayor capacidad de almacenamiento de carbono obtenida por esos autores, en suelos bajo bosques de coníferas, ha sido relacionada con una mayor proporción de carbono orgánico recalcitrante en la fracción particulada de la materia orgánica presentada en estos bosques respecto a la que presentan los bosques puros de caducifolias. El efecto específico de la especie en los “stocks” de COS no ha podido ser evaluado en este trabajo debido al reducido número de casos disponibles.

Los valores más elevados de los “stocks” de CTS han sido encontrados en los encinares de alta densidad con un valor medio de 9.3 kg m⁻². El 85 % de este valor corresponde a la fracción orgánica del suelo (7.8 kg m⁻²). El rango de variación en estos suelos es el más amplio de los cuatro grupos: 2 - 15 kg m⁻². Un rango similar de variación ha sido obtenido por Andreetta et al. (2011) en suelos superficiales mediterráneos en el Sur y Centro de Italia: 2 - 18 kg m⁻².

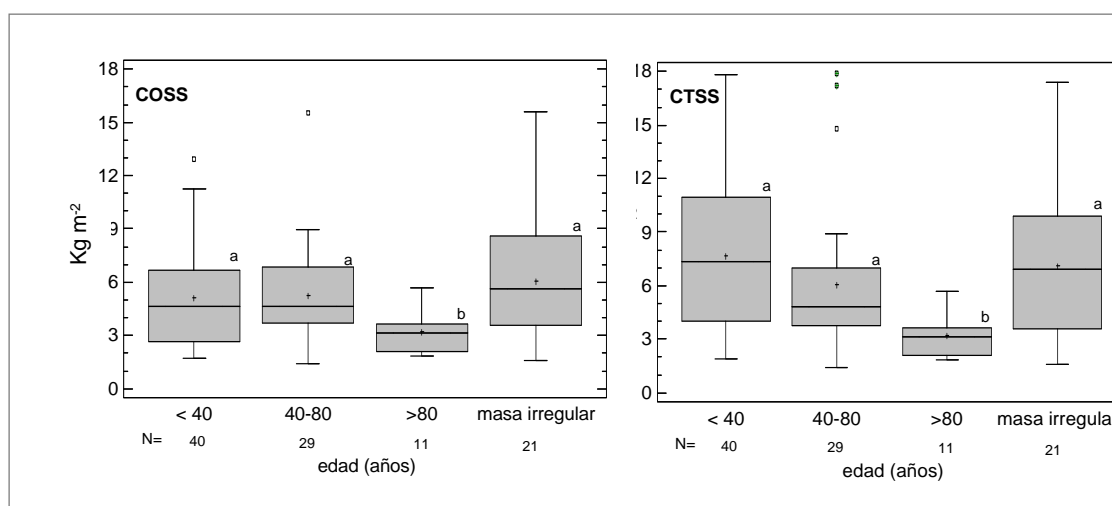
Los valores máximos de COSS (> 10 kg m⁻²) han sido obtenidos en formaciones mixtas y EAD sobre suelos con sustrato calcáreo y bajo los tipos fitoclimáticos Nemoro-Mediterráneo y Nemoral. Los suelos calcáreos están caracterizados por una elevada estabilidad de la materia orgánica (Llorente et al. 2010a). La mayoría del carbono almacenado en esos suelos está estabilizado fisicoquímicamente en la fracción órgano-mineral la cual protege a la materia orgánica frente a los procesos de descomposición (Llorente et al. 2010b), lo que concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo. En las formaciones mixtas y EAD donde la producción primaria neta (PPN) está favorecida

por las condiciones climáticas, la capacidad de almacenamiento del carbono alcanza valores máximos sobre sustratos calcáreos donde los cationes básicos de la solución del suelo son capaces de estabilizar la materia orgánica producida. Los suelos de esos puntos a su vez están caracterizados por un elevado contenido de arcilla que contribuye a un aumento de la protección de la materia orgánica del suelo.

Influencia de la edad del arbolado en los “stocks” de carbono superficial

Se ha estudiado la influencia de la edad de la vegetación en la cantidad de carbono orgánico y carbono total almacenado en la superficie del suelo mediante la realización de análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis (Fig. 4.3.7) agrupando las edades de los árboles en cuatro clases de edad (<40, entre 40 y 80, >80 y masa irregular).

Figura 4.3.7. Diagrama de cajas y análisis de anova de la cantidad de carbono orgánico y total almacenado (kg m^{-2}) en la superficie del suelo (0-20 cm) de los puntos muestreados según diferentes clases de edad del arbolado.



Los “stocks” de carbono orgánico en la superficie del suelo presentan valores medios significativamente más elevados en puntos en los que la edad del arbolado es menor (5.20 kg m^{-2} para masas con edades inferiores a los 80 años) e irregular (6.08 kg m^{-2}), que en el obtenido en masas más maduras (3.22 kg m^{-2}). Este resultado posiblemente sea consecuencia de una menor actividad vegetativa y por lo tanto menor producción primaria de las masas forestales más maduras que en su mayoría corresponden a dehesas.

En el caso de los “stocks” de carbono total la edad del arbolado influye de forma más notable observándose una disminución progresiva de los “stocks” medios de CTS a medida que las masas son más maduras, presentando las masas de más de 80 años la media de los “stocks” de CTS significativamente más baja (3.22 kg m^{-2}) que las del resto de clases de edad, hecho que puede ser consecuencia, además del menor aporte de materia orgánica, a las propiedades químicas del suelo ya que dichos puntos corresponden a suelos ácidos.

4.3.3. Influencia del clima y la topografía en la capacidad de almacenamiento de carbono

Coincidiendo con otros estudios realizados en áreas con régimen climático mediterráneo, en los que la temperatura es una de las variables climáticas que más influyen en la capacidad de secuestro de carbono (Hontoria et al. 1999; Ganuza y Almendros 2003), en este trabajo también se ha obtenido una elevada correlación negativa entre los “stocks” de carbono orgánico y carbono total en la superficie del suelo y el régimen de temperaturas (TMA y TMV) (Tabla 4.3.4). También se ha obtenido una elevada correlación positiva entre COSS y CTSS con la precipitación media estival (PMV). Estos resultados indican un incremento de los “stocks” de carbono orgánico en puntos de *Q. ilex* con regímenes climáticos mas húmedos (especialmente en época estival) y fríos, los cuales están también asociados a suelos más evolucionados debido a la correlación positiva obtenida con la profundidad del suelo.

En el caso del carbono total almacenado se ha constatado un incremento significativo del mismo con la altitud, aunque este incremento no ha sido significativo en el caso del carbono orgánico. Estos resultados reflejan el efecto que la altitud tiene en la temperatura, ya que a elevadas altitudes la temperatura es más baja e influye en una menor velocidad de descomposición de la materia orgánica, con el consiguiente aumento del carbono almacenado en el suelo. A ello hay que sumar el hecho de que los suelos con carbonatos se encuentran a altitudes más elevadas, obteniendo una media de los “stocks” de CIS de 3.10 kg m^{-2} a altitudes superiores a 1000 metros, frente a valores medios de 1.07 kg m^{-2} y 1.52 kg m^{-2} obtenidos en suelos situados a menos de 500 m, y entre 501 y 1001 m de altitud, respectivamente.

Tabla 4.3.4. Coeficientes de correlación (Pearson) entre las variables COSS y CTSS de la superficie del suelo (0-20 cm) y las variables climáticas y del sitio. N = 100.

Variable	COSS		CTSS	
	R	sig	R	sig
Altitud	0.19	ns	0.38	***
Pendiente	0.19	ns	0.21	*
Profundidad	0.27	**	0.16	ns
PMA	0.33	***	0.16	ns
PMV	0.45	***	0.49	***
TMA	-0.41	***	-0.45	***
TMV	-0.43	***	-0.41	***

ns (p>0.05), *(p<0.05), ** (p<0.01), *** (p<0.001)

En el caso de suelos de pastos de montaña se ha observado el efecto contrario, ya que el almacenamiento de carbono orgánico superficial disminuye con la altitud debido a la limitación de producción primaria ejercida por las bajas temperaturas. Se han encontrado coeficientes de correlación más elevados ($R=0.41$) entre el almacenamiento de carbono orgánico superficial y la altitud (García-Pausas et al. 2007), resultado que puede ser debido a que en nuestro estudio el rango de altitud de los puntos muestreados es menor que el estudiado por dichos autores.

El modelo lineal obtenido mediante el análisis de regresión múltiple de todas las variables climáticas y topográficas explica el 30 % de la variabilidad de los “stocks” de COS (Tabla 4.3.5, Ecuación 1). La variable más significativa en el modelo es la temperatura media estival (negativa), seguida de la profundidad del suelo (Prof) y la precipitación media anual. El aumento de la temperatura produce un incremento en la velocidad de descomposición de la materia orgánica (Sanderman et al. 2003), aunque este efecto podría ser contrarrestado por una reducida disponibilidad de agua en el suelo (Xu y Qi 2001). Bajo clima mediterráneo, la ausencia de precipitaciones en verano es considerado un factor limitante de la actividad microbiana en los horizontes superficiales del suelo (Rovira y Vallejo 1997). Este resultado es confirmado por la reducción de la velocidad de mineralización del carbono en suelos superficiales con el incremento de las temperaturas estivales encontrada por García-Pausas et al. (2008).

Tabla 4.3.5. Modelos de regresión múltiple entre COSS y las variables del sitio (Ec.1); y entre CTSS y variables del sitio (Ec.2).

Ec. N.	Ecuaciones	R ² Ajust	F-razón	Error Est.	p-valor
1	COSS = 9.39 + 0.004 PMA+ 0.041 Prof - 0.387 TMV	30%	15	2.5	0.000
2	CTSS = -1.29 + 0.004 Alt +0.056 Prof + 0.094 PMV	32%	16	3.5	0.000

Relaciones positivas entre “stocks” de carbono orgánico y la profundidad del suelo han sido encontrados por García-Pausas et al. (2007), Baritz et al. (2010) y Schwanghart y Jarmer (2011). Una mayor profundidad del suelo garantiza unas condiciones de humedad más estable en el suelo (van Wesemael et al. 2000), lo cual favorece la producción primaria neta y las entradas de materia orgánica al suelo.

El modelo lineal de multiregresión ha explicado el 32 % de la variabilidad de los “stocks” de carbono total (Tabla 4.3.5, Ecuación 2). En esta ecuación la variable TMV no ha tenido una significancia estadística en la variabilidad de CTSS, en contraste con el modelo de COSS, mientras que si ha obtenido una significancia estadística la variable altitud (Alt). Este resultado podría ser debido a que la mayor fracción inorgánica del carbono que ha contribuido a los “stocks” de carbono total ha correspondido a los puntos situados a altitudes más elevadas y con mayor precipitación. Especialmente la PMV en estos puntos, duplica el valor presentado en las formaciones de dehesas, que están localizadas a altitudes más bajas donde la contribución del CIS es inexistente, hecho que explicaría la inclusión de la variable PMV en el modelo.

Si consideramos los “stocks” de carbono superficial según los tipos fitoclimáticos definidos en este trabajo, resulta difícil su comparación debido a la baja proporción de sitios que presentan los tipos Nemoral y Oroborealoide. Los valores medios de COSS y CTSS se ven incrementados hacia los tipos fitoclimáticos con menor aridez estival, aunque el rango de variabilidad dentro de cada grupo es notable (Tabla 4.3.6). Las medianas de COSS y CTSS presentadas en los puntos de *Q. ilex* bajo los tipos Nemoro-Mediterráneo son significativamente más altas ($\alpha < 0.01$) que bajo el fitoclima Mediterráneo. Valores máximos de carbono orgánico almacenado fueron encontrados bajo los tipos Nemoro-Mediterráneo y Nemoral mientras que los valores máximos obtenidos de CTSS son independientes del tipo de clima.

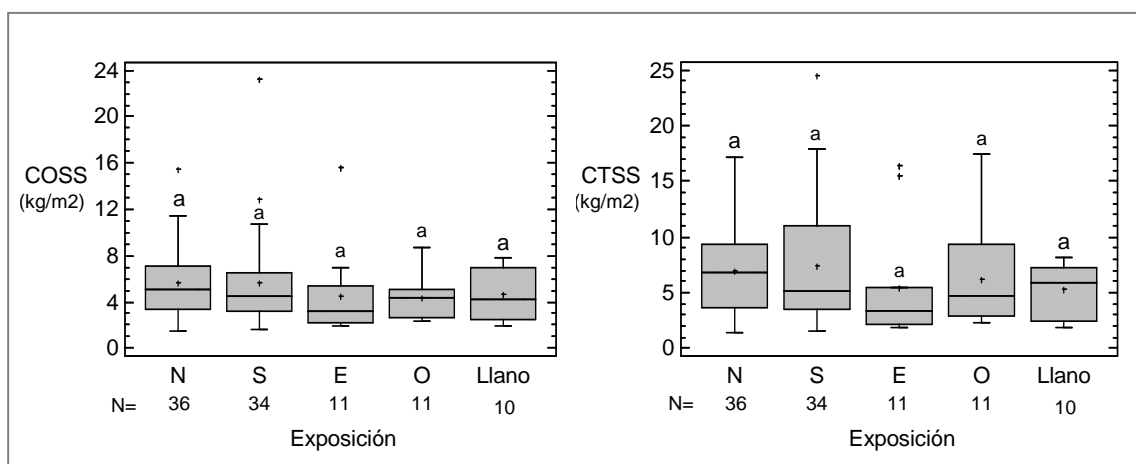
Tabla 4.3.6. Valores medios, desviación estándar, rango (min-max) de los “stocks” de COS y CTS en la superficie del suelo (0-20 cm).

	Mediterráneo	Nemoro- Mediterráneo	Nemoral	Oroborealoide
Nº de sitios	52	38	10	3
COSS	4.0±1.9	5.8±3.1	7.7±4.1	7.8±3.5
(kg m ⁻²)	1.4 - 10.1	1.6 - 15.5	2.1 - 15.6	4.0 - 10.2
CTSS	4.8±3.1	7.6±4.4	10.0±3.7	12.5±4.8
(kg m ⁻²)	1.4 - 17.9	1.6 - 17.4	3.7 - 16.4	8.7 - 17.9

Además de las variables del sitio estudiadas anteriormente, se ha incluido la exposición del punto de muestreo como variable cualitativa para estudiar su posible influencia en los “stocks” de carbono (Fig. 4.3.8). No se han constatado diferencias significativas entre las medias y medianas del carbono orgánico y carbono total almacenado en la superficie del suelo, pero hay que destacar que la mediana más elevada tanto de carbono orgánico (5.05 kg m⁻²) como de carbono total (6.76 kg m⁻²) almacenado corresponden a suelos con orientación Norte, mientras que la medianas más bajas (3.24 y 3.38 kg m⁻², respectivamente) se han encontrado en suelos con orientación Este. En los puntos situados a mayor altitud (con condiciones climáticas de mayor humedad y bajas temperaturas) el valor medio del carbono orgánico almacenado fue más alto en zonas con orientación Sur (4.0 kg m⁻²) mientras que en puntos situados a menor altitud (con condiciones climáticas más áridas) las diferencias de las medias de COSS entre las cuatro orientaciones fue menor, siendo ligeramente superior en los sitios con orientación Norte (2.26 kg m⁻²). Estos resultados coinciden con los obtenidos por García - Pausas et al. (2007) en suelos de pastos situado en los pirineos bajo clima Alpino y Subalpino.

Los mayores “stocks” medios de COS obtenidos en lugares situados a mayor altitud y con orientación Norte pueden ser debidos por un lado a una menor velocidad de descomposición de la materia orgánica cuando las temperaturas son más frías (Hobbie et al. 2000) y a una mayor PPN como consecuencia de un incremento de la disponibilidad de agua en el suelo. En el caso del mayor “stock” medio de COS obtenido en sitios situados a menor altitud y con orientación Sur podría ser debido por un lado a periodos largos de luz que favorecerían el desarrollo de las plantas y por otro a condiciones climáticas extremas de elevadas temperaturas que podría convertirse en un factor limitante en la descomposición de la materia orgánica en el suelo.

Figura 4.3.8. Diagrama de cajas y análisis de anova de las cantidades almacenadas en los primeros 20 cm del suelo (kg m^{-2}) de carbono orgánico (COSS) y carbono total (CTSS) según diferente exposición de los puntos de muestreo.

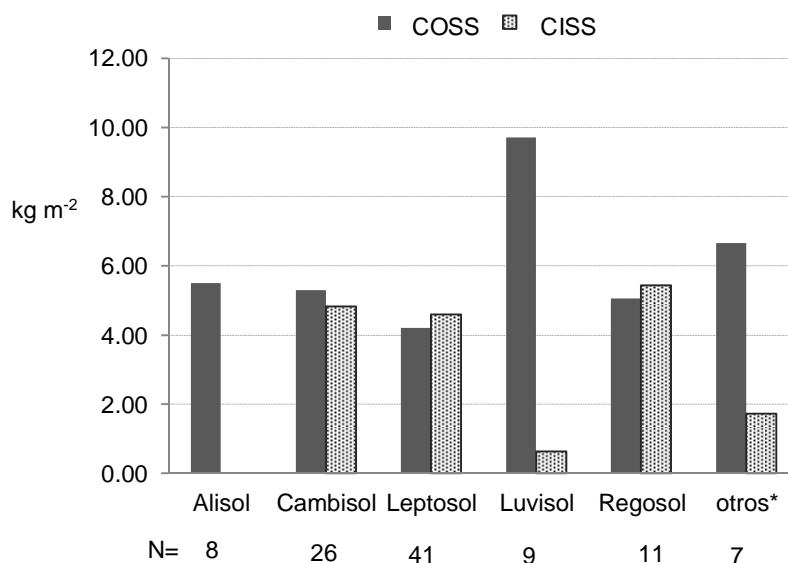


4.3.4. Influencia de la roca madre en la capacidad de almacenamiento de carbono

No se han obtenido diferencias significativas entre las medias de los “stocks” de COS y CTS entre las principales unidades de suelo descritas en los puntos de encina estudiados y que son Alisoles, Cambisoles, Leptosoles, Luvisoles y Regosoles. Aunque hay que destacar que el grupo de los Luvisoles seguido de los Alisoles (Fig. 4.3.9), son los que presentan mayor carbono orgánico almacenado en la superficie del suelo, 9.71 y 5.50 kg C m^{-2} , respectivamente.

El mayor aporte de carbono inorgánico lo presentan los Regosoles (5.43 kg C m^{-2}) seguido de los Cambisoles (4.82 kg C m^{-2}). A escala mundial, las unidades de suelo (WRB) que presentan mayor valor medio de carbono orgánico almacenado en las capas minerales (0-30 cm) han correspondido a Podzoles (13.6 kg C m^{-2}) y Leptosoles (13.3 kg C m^{-2}) según Batjes (1996).

Figura 4.3.9. Contenidos medios de carbono orgánico y carbono inorgánico almacenado en la superficie del suelo (0-20 cm) según diferentes unidades de suelo.



*incluye Chernozem (1), Acrisol (1), Calcisol (2), Fluvisol (1), Antrosol (1) y Planasol (1)

El sustrato litológico ha influido de manera notable en el carbono almacenado en el horizonte superficial del suelo. Las medianas de los “stocks” de COS y CTS obtenidas en sustratos calcáreos fueron significativamente más elevadas que las obtenidas en los otros tipos de sustrato (Tabla 4.3.7); los valores máximos de COSS (15.6 kg m⁻²) y CTSS (17.9 kg m⁻²) también fueron obtenidos en este tipo de sustrato. La menor capacidad de almacenamiento ha correspondido a los suelos sobre cuarcitas y granitos que son los sustratos más abundantes dentro de las formaciones de dehesas. Los suelos con sustratos calcáreos también presentan los contenidos medios de nitrógeno y arcilla significativamente más elevados que los del resto de sustratos.

Tabla 4.3.7. Valores medios y rango (min - max) de los "stocks" de COS y CTS y de los contenidos de N total y arcilla en el horizonte superficial del suelo (0-20 cm) según el sustrato litológico. Diferencias significativas (ns $p > 0.05$, * $p > 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$) entre medianas son indicadas por letras diferentes.

	Sustratos calcáreos*	Sedimentos	Pizarras	Esquistos	Granitos	Cuarcitas	Sig
Número de sitios	36	7	17	16	13	9	
COSS (kg m ⁻²)	6.6 a 1.7 - 15.6	5.5 ab 1.9 - 12.9	4.7 b 1.9 - 11.3	4.6 b 1.8 - 10.8	3.5 b 1.4 - 5.7	3.4 b 1.6 - 6.9	***
CTSS (kg m ⁻²)	10.1 a 3.7 - 17.9	6.8 ab 1.9 - 14.8	4.7 b 1.9 - 11.3	4.6 b 1.8 - 10.8	3.5 b 1.4 - 5.7	3.4 b 1.6 - 6.9	***
Nt (g kg ⁻¹)	3.1 a 1.3 - 5.5	1.9 bc 0.5 - 4.2	2.2 c 1.2 - 3.2	2.3 c 1.2 - 4.1	1.5 b 0.8 - 2.1	1.3 b 0.7 - 2.1	***
Arcilla (%)	32.2 a 9.6 - 66.7	13.6 bc 3.5 - 28.6	14.5 b 6.8 - 26.0	13.4 b 4.5 - 29.6	7.4 c 2.9 - 12.2	10.6 bc 3.2 - 23.6	***

*Calizas (27), areniscas (5) y margas (4)

4.3.5. Estudio de la acción conjunta del clima, la topografía y las propiedades fisicoquímicas del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono

Se ha realizado un análisis multivariante entre los "stocks" de carbono, parámetros fisicoquímicos y elementos solubles determinados en la superficie del suelo (Tabla 4.3.8). Las correlaciones entre los "stocks" de COS y los parámetros edáficos fueron más altas que las obtenidas con las variables climáticas y topográficas, destacando especialmente las correlaciones con los contenidos de nitrógeno ($R=0.60$) y arcilla ($R=0.53$) y con las concentraciones de calcio ($R=0.57$) y sulfato ($R=0.52$) solubles. Correlaciones negativas significativas fueron encontradas con el hierro y el aluminio solubles. Algunos elementos solubles como NO_3^- y K^+ junto con el contenido en carbonatos no tuvieron ninguna correlación significativa con los "stocks" de COS. Estos resultados sugieren que la retención de carbono orgánico en el suelo esta favorecida en suelos de textura fina con una solución del suelo rica en cationes básicos (Ganuja y Almendros 2003). Hay que destacar la correlación significativa positiva obtenida del COSS con los elementos relacionados especialmente con la deposición atmosférica (SO_4^{2-} , Na^+ y Cl^-), resultado

que se explica porque los “stocks” de carbono orgánico aumentan en zonas de elevadas precipitaciones (Tabla 4.3.4) y por lo tanto con mayor concentración de esos iones en la solución del suelo (Tabla 4.2.2.18).

Tabla 4.3.8. Coeficientes de correlación (Pearson) entre COSS y CTSS en la superficie del suelo (0-20 cm) y las variables edáficas. N= 77.

Variable	COSS		CTSS	
	R	sig	R	sig
pH	0.352	**	0.643	***
CaCO ₃	0.003	ns	0.618	***
N _t	0.604	***	0.466	***
Arcilla	0.532	***	0.463	***
Na ⁺	0.329	**	0.011	ns
K ⁺	0.100	ns	0.010	ns
NH ₄ ⁺	0.236	*	0.025	ns
Ca ⁺⁺	0.567	***	0.555	***
Mg ⁺⁺	0.443	***	0.433	***
Fe ³⁺	-0.302	**	-0.543	***
Mn ⁺⁺	0.290	*	-0.039	ns
Al ³⁺	-0.252	*	-0.483	***
Cl ⁻	0.334	**	0.207	ns
NO ₃ ⁻	-0.171	ns	-0.130	ns
SO ₄ ⁻	0.521	***	0.348	**

ns (p>0.05), *(p<0.05), ** (p<0.01), *** (p<0.001)

Relaciones similares han sido obtenidas entre los “stocks” de carbono total y los parámetros del suelo. En este caso las variables relacionadas con la fracción inorgánica del suelo como son pH y CaCO₃ han sido las más relevantes, seguidas por el calcio soluble. El CTSS presenta coeficientes de correlación con los cationes ácidos Fe³⁺ y Al³⁺ más elevados que los obtenidos con el COSS.

Se ha realizado un análisis de multiregresión con el objeto de estudiar las variables que más han influido en los “stocks” de carbono determinados en la superficie de los suelos en los que se desarrolla la especie *Q. ilex*. Las variables del sitio (topográficas y

climáticas) y las del suelo, consideradas de forma conjunta, explicaron el 43 % más de variabilidad tanto de COSS como de CTSS (Tabla 4.3.9), que cuando solo se consideraron las variables del sitio (Tabla 4.3.5). Estos resultados indican una influencia notable de las propiedades del suelo en la capacidad de almacenamiento de carbono en el suelo.

Tabla 4.3.9. Modelos de regresión múltiple entre COSS y las variables del sitio y edáficas (Ec.1); y entre CTSS y las variables del sitio y edáficas (Ec.2). *profundidad del suelo.

Ec. Nº	Ecuaciones	R ² Ajust	F- Razón	Error Est	p-valor
1	COSS = 58.73 + 0.04 arcilla + 0.49 Ca + 1.17 N _t - 0.90 pH + 0.03 prof* - 0.13 TMV	73%	39	1.29	0.0000
2	CTSS = -8.71 + 0.05 arcilla + 0.51 Ca + 1.14 N _t + 0.04 prof* + 0.05 PMV	75%	54	1.73	0.0000

En el modelo de multiregresión la temperatura media estival permanece como variable climática y la profundidad del suelo como variable del sitio. Junto a estas el pH, los contenidos de arcilla y nitrógeno (N_t) y el calcio soluble (Ca) fueron introducidas como las variables edáficas más influyentes en la variabilidad de COSS (Tabla 4.3.9, Ecuación 1). Relaciones positivas entre el nitrógeno del suelo y los “stocks” de carbono orgánico constatan la importancia del nitrógeno como indicador de la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo. Resultados similares fueron encontrados por Ganuza y Almendros (2003) y por Papini et al. (2011) en suelos bajo clima mediterráneo. El contenido de arcilla en el suelo es un factor importante en la protección de la materia orgánica contra los procesos de descomposición y lixiviación, así como en el aumento de la capacidad de retención de agua en el suelo (especialmente importante en ecosistemas mediterráneos). Algunos autores han encontrado correlaciones positivas altamente significativas entre “stocks” de carbono orgánico y contenidos de arcilla en el suelo (Ganuza y Almendros 2003; García-Pausas et al. 2007; Vesterdal et al. 2008; Baritz et al. 2010).

La estabilidad de la materia orgánica no solo está relacionada con las propiedades fisicoquímicas del suelo, la velocidad de descomposición de la materia orgánica es más baja en suelos calcáreos, donde la formación de complejos órgano-minerales está favorecida por una matriz de suelo saturada de calcio (Llorente et al. 2010a), lo que

explicaría la influencia significativa del pH y del calcio soluble obtenida en este trabajo sobre la variabilidad de COSS.

Las variables que más han influido en la variabilidad de CTSS han sido las mismas que en el caso de COSS, a excepción del pH que ha sido excluida del modelo y la variable climática TMA que ha sido reemplazada por la PMA de la misma forma que cuando solo las variables del sitio fueron consideradas (Tabla 4.3.6).

Nuestros resultados han mostrado la importancia de las propiedades fisicoquímicas para explicar la variabilidad de los “stocks” de carbono orgánico en las formaciones de *Q. ilex* estudiadas y confirman los resultados obtenidos por Ganuza y Almendros (2003) en áreas de clima mediterráneo, donde la temperatura y el contenido de arcilla explicaron gran parte de la variabilidad de COSS.

Sin embargo bajo un régimen de clima Atlántico, Ganuza y Almendros (2003) lograron explicar la variabilidad de los “stocks” de carbono orgánico principalmente por las variables climáticas. En el caso de condiciones climáticas Alpinas y Subalpinas en los Pirineos, García-Pausas et al. (2007) fueron capaces de predecir gran parte de la variabilidad de COSS solamente por variables climáticas y topográficas, mientras que en este trabajo las mismas variables solo fueron capaces de explicar el 30 % de la variación de los “stocks” de carbono orgánico.

4.4. Estudio del estado nutritivo de las masas de encina

4.4.1. Caracterización del estado nutritivo

Los análisis químicos foliares son un método de diagnóstico y monitorización utilizado ampliamente en estudios forestales y ambientales (Guga y Mitchel 1966; Miller y Miller 1976; Ulrich 1984; Meyer et al. 1998; Eymar et al. 2001; Sariyildiz y Anderson 2005). Son una importante herramienta de diagnóstico para la estimación del estado nutritivo de una masa forestal.

Las concentraciones de nutrientes en los tejidos de la planta son el resultado del balance entre la disponibilidad de los nutrientes, su utilización para el crecimiento de la planta y procesos de traslocación y pérdida de los mismos, siendo las hojas los órganos que más rápidamente reaccionan ante cambios en la disponibilidad de los nutrientes en el suelo (Hagen-Thorn et al. 2004).

Para evaluar la situación nutritiva de la especie *Q.ilex L* en los 103 puntos muestreados, se ha realizado el análisis foliar de los cuatro árboles muestreados por parcela. Los análisis foliares se han realizado sobre las hojas producidas en el año en curso y muestreadas durante el periodo estival (julio a septiembre). Las concentraciones medias foliares, mediana, valores extremos y percentiles 10 y 90 de los macro y micronutrientes, así como la masa foliar de los árboles muestreados se resumen en la Tabla 4.4.1.

Las concentraciones medias de los nutrientes analizados en hoja en la especie *Q. ilex* presentan el siguiente orden decreciente: N>K>Ca>Mg>S>P>Mn>Fe>Zn. El orden obtenido en el caso de macronutrientes es el mismo que el encontrado en la especie *Q. ilex* por Canadell y Vilà (1992), Stefan et al. (1997) y Bussotti et al. (2000). Otros autores han obtenido en diferentes regiones de España concentraciones medias de Ca en hoja superiores a las de K, manteniendo el resto de los nutrientes un rango de concentraciones similar al de este trabajo (Robles et al. 2000; Valdecantos et al. 2006; Domínguez et al. 2010).

Dentro de los macronutrientes el nitrógeno es el que ha presentado el mayor contenido medio foliar (13.7 mg g⁻¹) con un amplio rango de variación (8.5 - 24.8 mg g⁻¹). La disponibilidad de N es uno de los factores principales que influyen en la concentración de N foliar que viene determinada por procesos tales como la descomposición de la materia orgánica, la mineralización y la inmovilización microbiana. Dependen por lo tanto del estado nutritivo del suelo (el desfronde y las entradas atmosféricas son las fuentes

principales de N), del clima y de las condiciones edáficas (Merilä y Derome 2008; Jornad et al. 2009; Lukac et al. 2010; Sardans et al. 2011). La combinación de todos estos factores reflejaría la amplia variación obtenida en la concentración del N foliar en los 103 puntos de *Q. ilex* estudiados bajo diferentes condiciones climáticas y edáficas.

Tabla 4.4.1. Valor medio, mediana, rango y percentiles 10 y 90 de los nutrientes: nitrógeno, azufre, fósforo, calcio, magnesio, hierro, manganeso, zinc, carbono y masa de 100 hojas en las 392 encinas analizadas

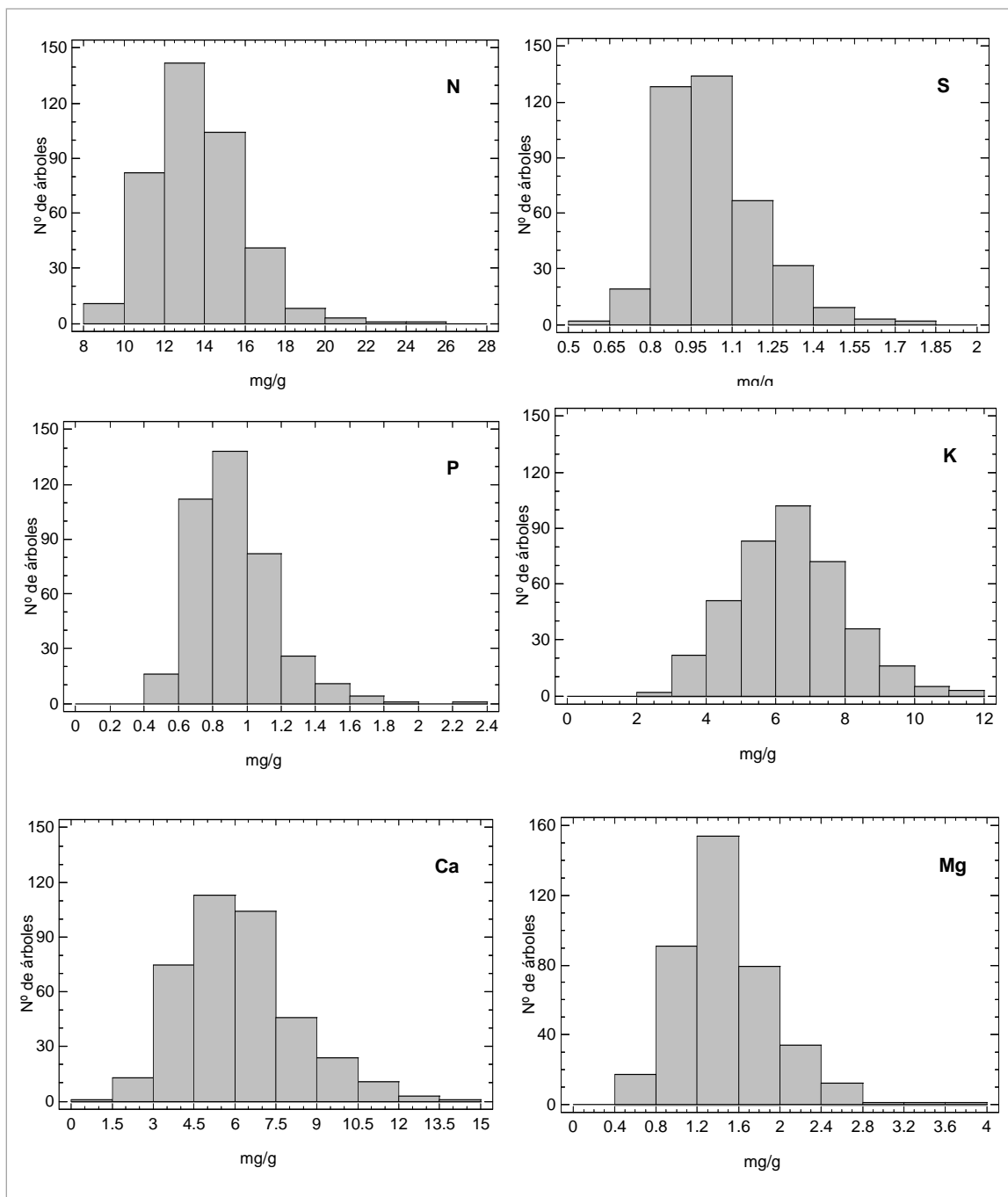
Parámetro	Unidad	Media	Mediana	Rango	Percentil 10	Percentil 90
N	mg g ⁻¹	13.7	13.5	8.5 - 24.8	11.1	16.5
S	mg g ⁻¹	1.0	1.0	0.6 - 1.8	0.8	1.3
P	mg g ⁻¹	0.9	0.9	0.5 - 2.3	0.7	1.2
Ca	mg g ⁻¹	6.1	5.9	1.4 - 14.3	3.7	8.9
Mg	mg g ⁻¹	1.5	1.4	0.5 - 3.7	1.0	2.0
K	mg g ⁻¹	6.4	6.4	2.9 - 11.7	4.4	8.4
Fe	mg kg ⁻¹	202	167	30 - 1104	75	366
Mn	mg kg ⁻¹	794	525	5 - 6328	43	1811
Zn	mg kg ⁻¹	25	24	10 - 48	16	34
C	%	50.0	50.0	47.0 - 51.9	49.2	50.9
Masa 100 hojas	g	5.3	4.8	0.5 - 15.1	2.6	8.9

Rangos de variación más estrechos de concentraciones de N foliar en masas forestales de *Q. ilex* han sido encontrados por Canadel y Vilà (1992), Robles et al. (2000), Silla y Escudero (2003) y Valdecantos et al. (2006) en diferentes zonas de clima mediterráneo, con rangos comprendidos entre 10.0 y 13.7 mg g⁻¹ en el caso de bosques de *Q. ilex* de la Península Ibérica. Todavía son más estrechos (entre 12.3 y 14.9 mg g⁻¹) los obtenidos en diferentes regiones de Italia por Stefan et al. (1997) y Bussotti et al. (2000). Si se compara con áreas urbanas, los rangos de concentraciones de N foliar obtenidos por Alfani et al. (1996) han sido menores (entre 16 y 21 mg g⁻¹)

Las concentraciones de N en hoja de la especie *Q. ilex* siguen una distribución prácticamente normal (Fig. 4.4.1), siendo la clase de intervalo más frecuente la correspondiente a concentraciones comprendidas entre 12 mg g⁻¹ y 16 mg g⁻¹ (64 % de los árboles muestreados). Rangos muy similares (entre 12 mg g⁻¹ y 14 mg g⁻¹) en

diferentes tipos de suelos han sido encontrados por Del Rio et al. (1991); Canadell y Vilá (1992), Castell et al. (1994), Sabaté et al. (1995) y Rodà et al. (1999).

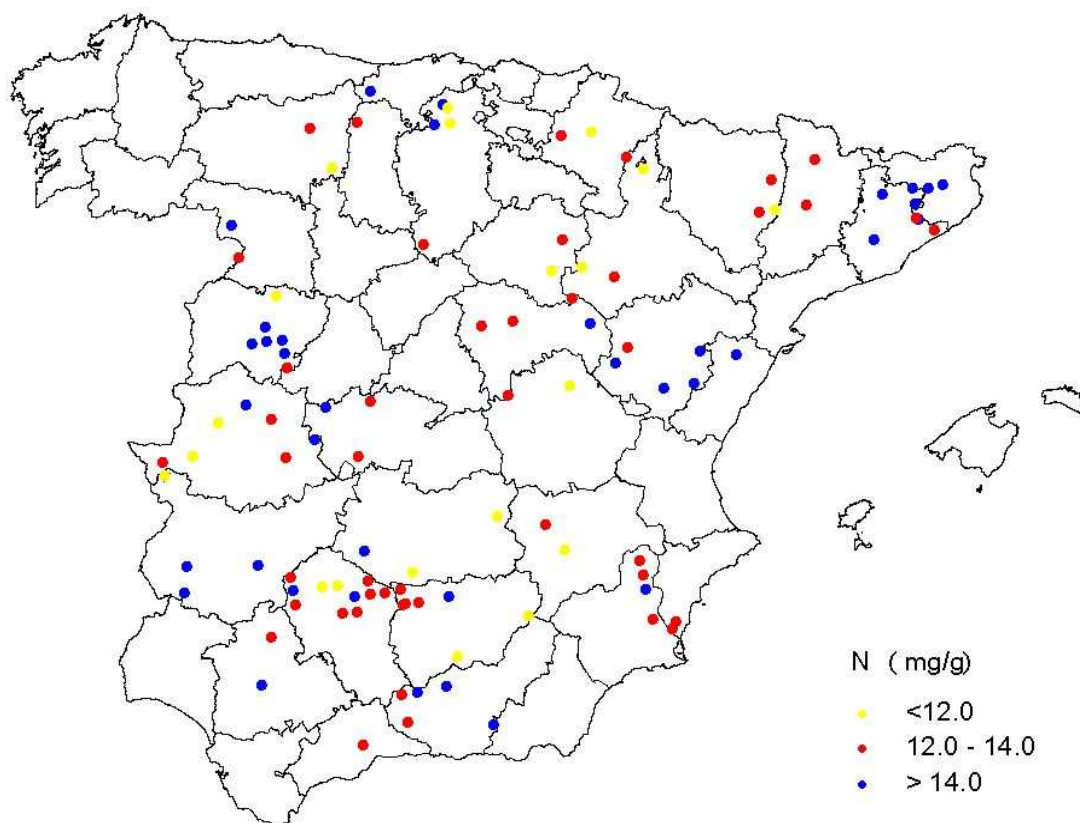
Figura 4.4.1. Histogramas de frecuencia de las concentraciones foliares de macronutrientes analizados de forma individual en 392 árboles.



El nitrógeno es considerado un nutriente limitante de la producción primaria en los ecosistemas forestales. Los puntos de encina muestreados que presentan las concentraciones de N foliar más bajas ($< 12.0 \text{ mg g}^{-1}$) corresponden en su mayoría a puntos que presentan contenidos de materia orgánica en el horizonte superficial del suelo muy bajos (entre 2.6 y 4.8 %); son puntos pertenecientes en su mayoría a formaciones

forestales de baja densidad arbórea (dehesas, EBD y masas mixtas). Sin embargo en la distribución espacial de las concentraciones de N foliar no se observa un gradiente biogeoclimático en función de los principales factores que pueden influir en las mismas (clima, PPN ó propiedades de los suelos entre otros) (Fig. 4.4.2).

Figura 4.4.2. Distribución espacial de las concentraciones medias de nitrógeno foliar según diferentes rangos de concentración. N=103



Este hecho sugiere que en la concentración del N foliar puedan influir, además de la interacción de factores edafo-climáticos, otras características como diferencias genéticas intraespecíficas (Oleksyn et al. 2002) o estrategias propias de especies perennifolias, tales como el mecanismo de reabsorción de N (Escudero et al. 1992a,1992b; Sabaté et al. 1995; Martín et al. 1996; Kutbay y Ok 2003; Cerasoli et al. 2004). Esta estrategia ha sido utilizada para optimizar el uso de N por la planta ante condiciones limitantes como la baja disponibilidad de agua, propia de ambientes mediterráneos (Sardans y Peñuelas 2007).

La concentración media foliar de N obtenida en ese trabajo ha sido similar a la obtenida por otros autores en masas de *Q. ilex* situadas en el NE y SW de la Península

Ibérica (Escudero et al. 1992b; Sardans et al 2007, 2011; Domínguez et al. 2010) encontrando valores medios entre 13.2 y 13.7 mg g⁻¹. Bussotti et al. (2000) también obtuvieron en bosques de *Q. ilex* situados en el centro de Italia una concentración media de N foliar muy similar (13.6 mg g⁻¹). En el sur de Francia (Robles et al. 2000) y en la región este de España (Valdecantos et al. 2006) encontraron concentraciones medias de N inferiores, con valores de 11.3 y 11.0 mg g⁻¹ respectivamente.

Los estudios de los contenidos de N en hoja han adquirido en las últimas décadas relevada importancia debido a las crecientes deposiciones atmosféricas de N en los ecosistemas forestales, principalmente en países del centro de Europa. Por este motivo se han llevado a cabo estudios analizando series temporales de contenidos foliares de N en hoja en diversas especies forestales y en relación con las entradas vía atmósfera de este elemento (Burg 1990; Heinsdorf et al. 1988; Hüttl y Schaaf 1995; Mellert et al. 2008b). También se han realizado estudios de la deposición seca de N en hoja por Alfani et al. (1996) y se han establecido niveles de cargas críticas para este elemento en hoja (De Vries et al. 2002). Para especies perennifolias se establece el valor de 18 mg g⁻¹ de N, por encima del cual, en lugares con elevadas entradas atmosféricas de N pueden esperarse efectos sobre el arbolado, como un aumento de la vulnerabilidad al estrés provocado por sequías, heladas, plagas o enfermedades. En el caso de los árboles de encina estudiados en este trabajo, prácticamente la totalidad de los mismos presentan contenidos de N en hoja inferiores a dicho límite crítico, por lo que ante un posible aumento de entradas atmosféricas de N no cabía esperar efectos adversos sobre el arbolado.

El fósforo es otro de los nutrientes que junto con el N más frecuentemente limitan el crecimiento de las plantas debido a su importante papel en la síntesis de proteínas y en el almacén y transferencia de energía. En ecosistemas mediterráneos donde abundan suelos de carácter básico, este nutriente tiene muy reducida su disponibilidad en el suelo. Dentro de los macronutrientes es el que presenta el contenido medio foliar más bajo, ya que los requerimientos nutricionales de fósforo también son más pequeños que en el caso del nitrógeno o del potasio. Pero la relación entre el suministro y la demanda es mayor, lo que indica la importancia del reciclado interno y la conservación del P en los suelos forestales (Escudero et al. 1992b; Binkley 1993; Aerts 1996). Casi el 50 % del contenido total de este elemento en las plantas existe en forma inorgánica según Binkley (1993). Su disponibilidad en el suelo está limitada a un rango de pH muy estrecho, ya que la solubilidad de los fosfatos es muy reducida (Porta et al. 1994).

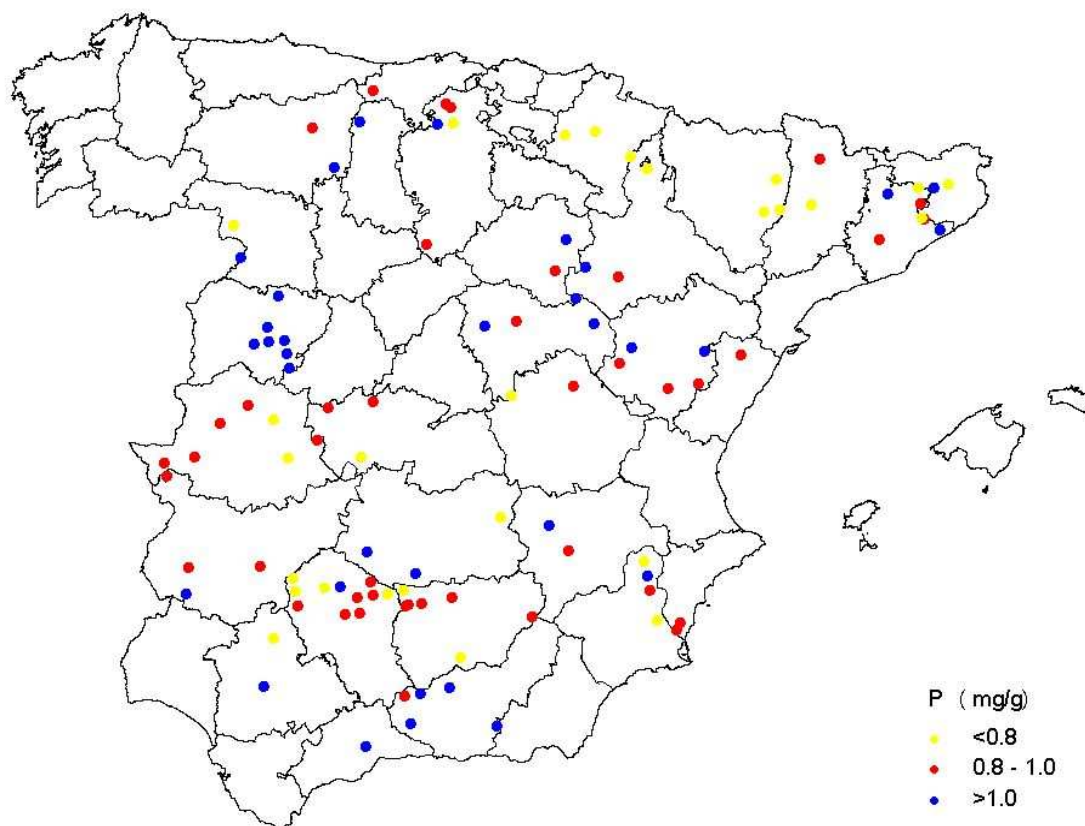
En los puntos de encina estudiados en este trabajo se ha obtenido una concentración media de P foliar de 0.9 mg g^{-1} y un rango de variación entre 0.5 y 2.3 mg g^{-1} . El P no dispone de ciclo gaseoso como el N y su principal fuente de entrada a los ecosistemas a corto plazo es el aporte de restos orgánicos al suelo y a largo plazo la meteorización de las rocas con contenido en fósforo, por lo que la mayor parte del fósforo disponible para la planta va a proceder de la materia orgánica del suelo (Ballard 1980). Sin embargo, hay que resaltar que las concentraciones más bajas de P foliar obtenidas ($< 0.75 \text{ mg g}^{-1}$) no han correspondido a puntos con bajos contenidos de materia orgánica, presentando dichos puntos horizontes orgánicos con contenidos medios de materia orgánica entre 40 y 78 % y horizontes minerales superficiales (0-10 cm) con contenidos entre 4 y 13 %, sino a suelos que presentan elevados valores de pH (>7.5), lo que indica la importancia de las propiedades acido-base del suelo en la disponibilidad de este elemento. Otros factores, como la baja disponibilidad de agua en el suelo, daría lugar a una disminución de las formas de P disponibles para la planta (Sardans y Peñuelas 2004, 2007; Sardans et al. 2008).

Tanto las concentraciones de P como las de N siguen una distribución prácticamente normal (Fig. 4.4.1). Hemos distinguido 3 clases como más frecuentes (intervalo entre 0.6 y 1.2 mg g^{-1}) en el que se incluyen el 84 % de las observaciones realizadas. Canadel y Vilà (1992) en masas de *Q. ilex* situadas en la región NE de España y Robles et al. (2000) en Francia encontraron similar rango de concentraciones de P foliar.

En la distribución espacial de las concentraciones medias de P en los 103 puntos de encina estudiados no se observa un gradiente biogeoclimático (Fig. 4.4.3), lo que sugiere (como sucedía en el caso del N), que la interacción de diversos factores (geográficos, climáticos, edáficos ó genéticos), influyan en la concentración de P foliar. También cabe citar mecanismos de reabsorción del P para un uso más efectivo del mismo.

Las concentraciones medias de P foliar obtenidas son similares a las citadas encontradas en diferentes zonas de España por Canadel y Vilà (1992), Sabaté y Gracia (1995), Domínguez et al. (2010), Mediavilla et al. (2011), Sardans et al. (2011). Otro tanto sucede en otros países de ámbito mediterráneo como por ejemplo Robles et al. (2000) en Francia y Bussotti et al. (2000) en Italia.

Figura 4.4.3. Distribución espacial de las concentraciones medias de fósforo foliar según diferentes rangos de concentración. N=103



K y Ca son nutrientes que presentan concentraciones medias muy similares entre sí e intermedias entre las presentadas por el N y P. El K es un componente esencial de las plantas por su papel en la regulación osmótica celular, en la regulación de las estomas y en el uso eficiente del agua (Egilla et al. 2005). Es un elemento cuyo ciclo está controlado principalmente por procesos geológicos y en menor medida por procesos biológicos (Watanabe et al. 2007). Debido a la amplia variedad de sustratos litológicos, el rango de variación de las concentraciones de K foliar ($2.9 - 11.7 \text{ mg g}^{-1}$) es también variable. Sus concentraciones siguen una distribución normal con 3 clases centrales que incluyen el intervalo ($5.0 - 8.0 \text{ mg g}^{-1}$).

Rangos más estrechos de concentraciones de K foliar han sido citados en la especie *Q. ilex* sobre diferentes tipos de sustratos litológicos: $5.4 - 6.2 \text{ mg g}^{-1}$ por Canadel y Vilà (1992); $6.6 - 10.5 \text{ mg g}^{-1}$ por Robles et al. (2000) y $4.9 - 6.8 \text{ mg g}^{-1}$ por Bussotti et al. (2000). Sin embargo, las concentraciones máximas obtenidas por todos ellos son inferiores a las obtenidas en este trabajo. Las concentraciones medias más elevadas de

K foliar obtenidas en los 103 puntos de encina estudiados ($>8 \text{ mg g}^{-1}$) se producen en aquellos puntos con bajas precipitaciones medias anuales y situados principalmente sobre sustratos calcáreos y de textura fina y media, lo que indica que su solubilidad es mayor en suelos de carácter básico y que sus contenidos en el suelo se encuentren favorecidos por elevados contenidos de arcilla.

El Ca es un elemento que puede ser deficiente y puede limitar el crecimiento de las plantas en suelos extremadamente ácidos (Gulpen y Feger 1998; Minocha et al. 2010). En ambientes mediterráneos puede resultar muy importante, por su papel en la regulación de la turgencia, es decir en el control de la pérdida de agua según Takagi y Nagai (1992). Es un elemento cuya presencia en los ecosistemas terrestres está controlada principalmente por procesos geológicos (Watanabe et al. 2007), por lo que la concentración del Ca foliar dependerá entre otros factores, de las propiedades del suelo (Andersson 1989; Nihlgard y Markundersökningar 1993), así como del consumo del agua por la planta (Arthur et al. 1999). En los puntos de estudio, al ser de sustratos que proporcionan suelos con variadas propiedades ácido-base (rango de pH (entre 5.0 y 8.7), no es extraño que el rango de variación de este elemento en hoja sea también elevado: $1.4 - 14.3 \text{ mg g}^{-1}$.

Un amplio rango de concentración de Ca foliar también ha sido encontrado por Bergmann (1992), Stefan et al. (1997) y Hagen-Thorn et al. (2004). Sin embargo, no se han obtenido grandes diferencias significativas entre la concentración media de Ca foliar obtenida en arboles de *Q. ilex* desarrollados sobre suelos ácidos (5.8 mg g^{-1}) y la obtenida sobre suelos básicos (6.2 mg g^{-1}). Este resultado puede ser debido al hecho de que el Ca es un elemento relativamente poco móvil que se acumula en las hojas a lo largo del desarrollo foliar según Nilsson et al. (1995) y cuya absorción por la planta depende de la disponibilidad de agua en el suelo (Sardans et al. 2008b). Oliveira et al. (1996) tampoco han obtenido diferencias notables en rangos de concentración de Ca foliar entre suelos ácidos y básicos en especies perennifolias (*Q. suber*). La relativa elevada concentración de Ca foliar obtenida en suelos ácidos respecto a la obtenida en suelos básicos, implica por otro lado su posible participación en la neutralización de los horizontes ácidos superficiales a través del desfronde (Montes 2002), tras una acidificación de los horizontes orgánicos respecto a los horizontes minerales superficiales (Tabla 4.2.2.3).

En el ámbito mediterráneo y sobre diferentes tipos de suelos diversos autores (Tabla 4.4.3) han obtenido en la especie *Q. ilex* concentraciones de Ca foliar que han variado desde 2.8 a 11.0 mg g^{-1} , límites más estrechos que los obtenidos en este trabajo.

El Mg es un nutriente esencial que está asociado con otros cationes básicos como el Ca y el K y cuya fuente principal en el suelo son los aportes minerales. Es un elemento muy móvil en el suelo que llega a la raíz principalmente por difusión y que en ambientes mediterráneos (por tanto con escasa disponibilidad de agua), puede resultar deficitario (Montes et al. 2002). Niveles elevados de Mg foliar garantizan la capacidad productiva y metabólica de la planta en periodos de sequía según Sardans et al. (2011). Al igual que el Ca la presencia del Mg en los ecosistemas terrestres está controlada por los materiales de partida (Watanabe et al. 2007). Las concentraciones de Mg obtenidas en este trabajo se encuentran en el rango de variación entre 0.5 y 3.0 mg g⁻¹ y una concentración media de 1.5 mg g⁻¹. Las concentraciones más elevadas (> 2 mg g⁻¹) han sido obtenidas en puntos con sustratos ácidos (esquistos y cuarcitas) y temperaturas medias anuales elevadas (<13°C). En ambientes mediterráneos Canadel y Vilà (1992), Robles et al. (2000), Sardans et al. (2008b) y Domínguez et al. (2010) han encontrado concentraciones de Mg similares: 1.1 - 1.7 mg g⁻¹, mientras que en Italia Bussotti et al. (2000) obtuvieron una concentración de Mg foliar superior (2.9 mg g⁻¹).

El análisis foliar de los contenidos de S, al igual que ocurre con el N se ha convertido en una herramienta de diagnostico foliar ante las crecientes deposiciones atmosféricas de S principalmente de origen antrópico. Se estima que una pequeña proporción se almacena en la biomasa de las plantas y el resto es absorbido en el suelo o lixiviado del ecosistema. Con frecuencia, los aportes de S son mayores a las demandas habituales en planta y este desequilibrio produce una acumulación de azufre en hoja, principalmente en forma de sulfato inorgánico. Por este motivo, las concentraciones foliares de este elemento, son una buena herramienta para el diagnostico de posibles contaminaciones de origen ambiental.

El contenido medio de S foliar en las hojas de encina es de 1.0 mg g⁻¹, aproximadamente un 13 % menor que el contenido medio de N foliar. Dicho porcentaje es mayor que el determinado por Binkley (1993), según el cual las concentraciones de S foliar son del 7 al 10 % de la concentración de N. Las plantas absorben S del suelo en cantidades comprendidas entre 0.1 y 0.5 % de materia seca (Bergmann 1992). Las concentraciones de S foliar presentan un estrecho rango de variación entre 0.6 y 1.8 mg g⁻¹, presenta una distribución con asimetría hacia la derecha con tres clases de intervalo claramente más frecuentes, presentando el 66 % de los árboles muestreados concentraciones de S foliar entre 0.8 y 1.1 mg g⁻¹ (Fig. 4.4.1). Los puntos de muestreo que presentan mayores contenidos de S foliar (>1.2 mg g⁻¹) han correspondido a suelos con altos contenidos de materia orgánica (38-68 %) en las capas orgánicas superficiales

y elevados contenidos de N foliar, lo que indica su origen principalmente orgánico. También hay que resaltar que la mayor parte de dichos puntos están situados en zonas próximas a la costa, lo que reflejaría la influencia marina a través de la deposición de S en las hojas. Dentro del ámbito mediterráneo Alfani et al. (1996), Bussotti et al. (2000), Sardans et al. (2008b) y Domínguez et al. (2010) han encontrado en la especie *Q. ilex* concentraciones de S foliar entre 1.0 y 1.5 mg g⁻¹, por lo tanto, similar a los límites obtenidos en este trabajo.

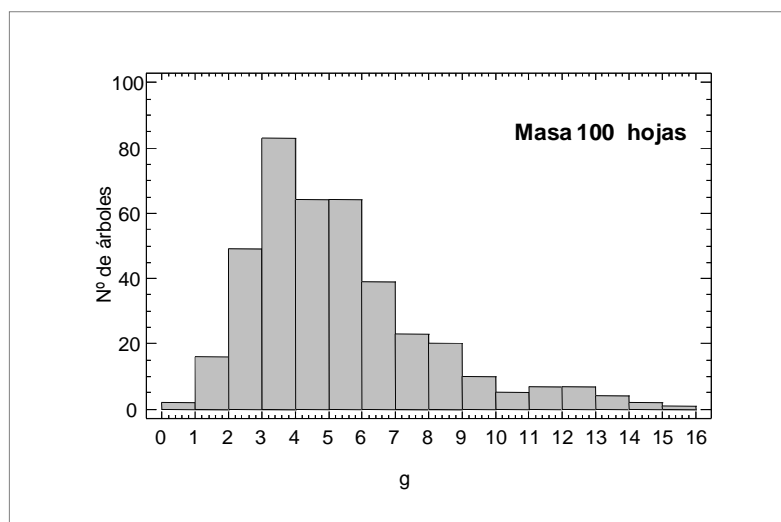
En las especies forestales, el C se almacena mayoritariamente en la madera y las raíces (Dickson 1989). Sin embargo en el caso de especies perennifolias como el caso de la especie *Q. ilex* las hojas también representan un órgano importante de reserva de C, aportando alrededor de un 1.5 % de la mineralomasa arbórea según Montero et al. (2005). El contenido medio de carbono total obtenido en los árboles de *Q. ilex* estudiados ha sido del 50 %, con un rango de variación entre 47.0 y 51.9 %. Los contenidos de C foliar obtenidos por Sardans et al. (2007), (2008c), (2011) en esta misma especie han sido muy similares, con rangos entre 48.7 y 51.3 %. En especies de coníferas Sardans et al. (2011) obtuvieron rangos más elevados de C foliar entre 51.3 y 52.3 % y en especies de *Quercus caducifolios* (*Q. robur*) Balboa-Murias et al. (2006) obtuvieron un contenido medio foliar de C también elevado (51.6 %), superior al obtenido en este trabajo para la especie *Q. ilex*.

La producción de masa foliar se ha estudiado mediante el peso de 100 hojas. El desarrollo de masa específica foliar en la especie *Q. ilex* es elevado en la etapa inicial de brotación, adquiriendo en un periodo medio de tres meses el peso definitivo, que se mantiene constante hasta el segundo periodo de crecimiento (Escudero et al. 1992a). La masa foliar se ha medido en este trabajo con posterioridad a esta etapa inicial, por lo que puede considerarse representativa del periodo vegetativo actual. El parámetro, masa de 100 hojas, permite calcular los contenidos de nutrientes foliares en relación al peso foliar y de esta forma, evaluar posibles efectos de dilución o concentración de nutrientes en hoja.

En el desarrollo foliar influyen numerosos factores entre los que se encuentran climáticos, de sitio (exposición, topografía, altitud) y factores genéticos, entre otros. No es extraño pues el amplio rango de variación encontrado en la masa foliar de los árboles de *Q. ilex* de los sitios de estudio (entre 0.5 y 15.1 g). La masa foliar presenta 3 clases más frecuentes, que abarcan el 52 % de los datos y estarían incluidos en un intervalo comprendido entre 3 - 6 g/100 hojas (Fig. 4.4.4).

Factores como el incremento del CO₂ atmosférico, las temperaturas y las precipitaciones, dan lugar según Sabaté et al. (2002) a un incremento en el índice del área foliar y en la producción de biomasa en la especie *Q. ilex*. Escudero y Mediavilla (2003a) obtuvieron en esta especie y en la misma época de muestreo una masa foliar (100 hojas) entre 4 y 6 g, valor similar al valor medio obtenido en este trabajo de 5.2 g. Los valores medios obtenidos por Bussotti et al. (2000) en Italia, son muy superiores (11.3 g/100 hojas), duplicando el valor obtenido en la península, resultado que puede ser debido a que el área de estudio (centro de Italia) para la especie presenta condiciones más húmedas que las presentadas en este trabajo, con precipitaciones medias anuales de 925 mm.

Figura 4.4.4. Histograma de frecuencias para el parámetro masa foliar de 100 hojas, determinado en 396 árboles de encina.



Para el diagnóstico foliar en las Redes Europeas de Daños en los Bosques en la década de los 90 (ICP-Forests, <http://icp-forests.net/>) y tomando como referencia los niveles propuestos por van den Burg (1990), Bergmann (1992) y Stefan et al. (1997), establecieron inicialmente tres clases generales de niveles foliares de nutrientes (bajo, elevado y óptimo) que definían el estado nutritivo para los cuatro géneros principales: *Picea*, *Pinus*, *Fagus* y *Quercus* (Tabla 4.4.2) de especies forestales europeas. Los niveles de variación óptima para el nitrógeno foliar en el género *Quercus* (15 - 25 mg g⁻¹), se establecieron basándose fundamentalmente en especies de *Quercus* caducifolios (Bonneau, 1999). Este rango no era apropiado para su uso en el diagnóstico de especies perennes mediterráneas como la encina, muy superior al obtenido en este estudio (Tabla 4.4.2). Los contenidos medios de *Q. ilex*, según esta primera clasificación general por géneros, son más similares al intervalo de las especies de coníferas (12 y 17 mg g⁻¹). Una

situación similar sucedía con el fósforo. Sin embargo para el resto de los macronutrientes, los rangos de variación establecidos para el género *Quercus* se ajustaban bien a la variación encontrada en la encina.

Tabla 4.4.2. Niveles de concentraciones foliares de macronutrientes establecidas para el género *Quercus* y para la especie *Q. ilex* y su comparación con el percentil 10, 10-90 y 100 de las concentraciones foliares obtenidas en este trabajo.

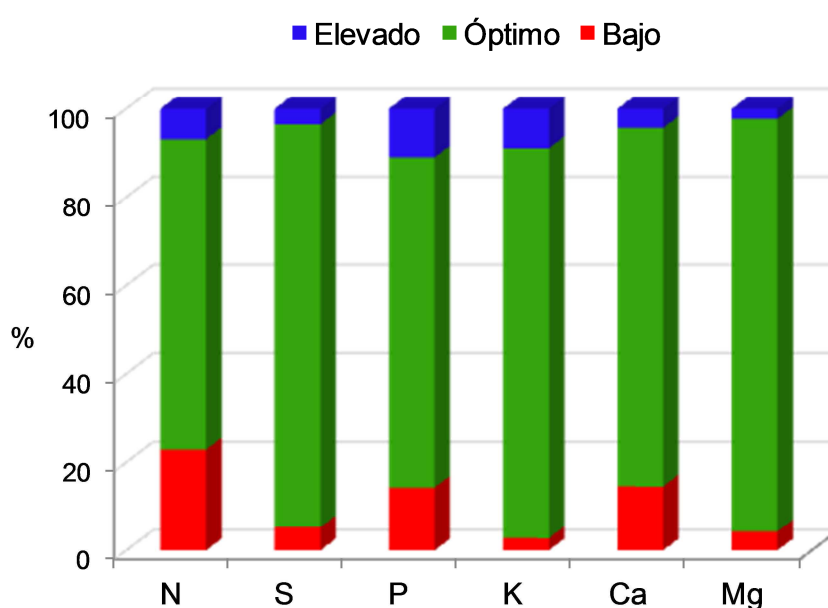
Especie	Nivel	N	P	S	K	Ca	Mg	Referencia
mg g^{-1}								
<i>Quercus</i> <i>sp</i>	Bajo	< 20.0	< 1.5		< 8.0	< 5.0		<i>Bonneau</i> 1986
	Óptimo	20.0 - 25.0	1.5 - 2.0		8.0 - 13.0	5.0 - 8.0	> 2.0	
	Elevado	> 25.0	> 2.0		> 13.0	> 8.0		
<i>Quercus</i> <i>sp</i>	Bajo	< 15.0	< 1.0		< 5.0	< 3.0	< 1.0	<i>Stephan et al.</i> 1997
	Óptimo	15.0 - 25.0	1.0 - 1.8		5.0 - 10.0	3.0 - 8.0	1.0 - 2.5	
	Elevado	> 25.0	> 1.8		> 10.0	> 8.0	> 2.5	
<i>Quercus</i> <i>ilex</i>	Bajo	< 12.0	< 0.7	< 0.8	< 3.4	< 4.0	< 0.8	<i>Clarke et al.</i> 2008
	Óptimo	12.0 - 17.2	0.7 - 1.2	0.8 - 1.4	3.4 - 8.5	4.0 - 10.3	0.8 - 2.6	
	Elevado	> 17.2	> 1.2	> 1.4	> 8.5	> 10.3	> 2.6	
<i>Quercus</i> <i>ilex</i>	P₁₀	< 11.1	< 0.7	< 0.8	< 4.4	< 3.7	< 1.0	<i>Tesis doctoral</i> <i>González 2012</i>
	P₁₀-P₉₀	11.1 - 16.5	0.7 - 1.2	0.8 - 1.3	4.4-8.4	3.7-8.9	1.0 - 2.0	
	P₁₀₀	> 16.5	> 1.2	> 1.3	> 8.4	> 8.9	> 2.0	

Estudios posteriores llevados a cabo por el ICP-Forests (Clarke et al. 2008), realizado a partir de las bases de datos de las Redes Europeas de Seguimiento (Nivel I y Nivel II), permitieron establecer rangos de contenidos medios foliares específicos para cada especie y concretamente para *Q. ilex* (Tabla 4.4.2).

En los 103 puntos de muestreo, la mayoría de los macronutrientes presentan concentraciones en hoja dentro del nivel óptimo establecido para la encina. Únicamente habría que destacar el N, Ca y P cuyas concentraciones han sido inferiores al nivel óptimo en el 23 %, 15 % y 14 % de los árboles muestreados, respectivamente (Fig. 4.4.5). Los árboles que han presentando las concentraciones más bajas de P foliar corresponden, en el 75 % de los casos, a puntos con suelos de carácter básico con valores de pH (H₂O) > 7.0, confirmando la baja disponibilidad del P a pH básico. En el caso del Ca el 67 % de los puntos que han presentado deficiencias en sus concentraciones

foliares son puntos con suelos de carácter ácido y coincide además con el hecho de que son puntos localizados en zonas de bajas precipitaciones (493 - 561 mm). Esto sugiere que la baja disponibilidad de Ca se vería acentuada en esos suelos por una también baja disponibilidad de agua. En el caso del N no se ha observado un efecto claro de las propiedades físico-químicas del suelo ni del clima en las bajas concentraciones foliares obtenidas.

Figura 4.4.5. Porcentaje de árboles analizados que presentan concentraciones foliares inferiores, superiores e incluidas dentro de los niveles óptimos establecidos para la especie *Q. ilex* (Clarke et al. 2008).



Por otro lado, habría que destacar el bajo porcentaje de árboles que presentan concentraciones foliares por encima del nivel óptimo para los nutrientes estudiados, lo que sugiere, para en el caso concreto del N y S, que los aportes atmosféricos de dichos elementos en los ecosistemas estudiados sean bajos. Este resultado no coincide con los obtenidos en países de Centro Europa en los que se ha obtenido para diversas especies forestales elevadas concentraciones foliares de N y S como resultado de las crecientes deposiciones atmosféricas producidas de dichos elementos en las últimas décadas (Heinsdorf et al. 1988; Burg 1990; Hüttl y Schaaf 1995; De vries et al. 2000, Austin et al. 2005; Mellert et al. 2008b).

Si se compara los resultados obtenidos en este trabajo para la especie *Q. ilex*, con otras especies del género *Quercus* estudiadas en diferentes zonas de España por

González et al. (2002), se observa que las especies caducifolias presentan en general mayores concentraciones medias de todos los macronutrientes (a excepción del Mg), que las especies perennifolias, correspondiendo a las especies *Q. ilex* y *Q. suber* los contenidos medios foliares más bajos de N, S, P y Ca (Fig. 4.4.5 y Fig. 4.4.6). Resultado que coincide con los obtenidos por Rapp et al. (1992) y Sabaté et al. (1995) en el caso de las concentraciones foliares de N y P para especies esclerófilas mediterráneas frente a especies de frondosas caducas. Las especies mencionadas anteriormente (*Q. ilex* y *Q. suber*) son especies perennifolias frente al resto de querquináceas que son especies caducifolias ó semicaducas. Las especies con mayor longevidad foliar se caracterizan por tener contenidos de nutrientes foliares inferiores, como medida de eficiencia para el mantenimiento de la biomasa foliar (Chapin 1980; Gray 1983; Escudero et al. 1987; Escudero et al. 1992b; Aerts 1996; Gallardo et al. 2009). Durante la senescencia foliar se ha constatado que estas especies tienen una mayor eficiencia en la reabsorción de nutrientes que las especies con una corta vida foliar. Por este mecanismo Jaeger y Monson (1992), Karlsson (1994), Aerts y Chapin (2000) consideran que se optimiza la pérdida de nutrientes.

Si se compara las concentraciones foliares de macronutrientes recogidas de la bibliografía para diferentes especies forestales en diferentes zonas de estudio (Tabla 4.4.3) se confirma que especies de *Quercus* caducifolios presentan mayores concentraciones foliares de nutrientes que especies de *Quercus* perennifolios, especialmente en el caso del N, S y P. El resto de los macronutrientes muestran mayor variabilidad en sus concentraciones foliares debido principalmente a la influencia del sustrato edáfico. Sin embargo las concentraciones medias foliares de N, S y K obtenidas en la bibliografía (Tabla 4.4.3) para especies de coníferas han sido muy similares a las obtenidas en este trabajo para la especie *Q. ilex*.

Además de las concentraciones foliares de nutrientes, el estudio de las relaciones estequiometrias entre ellos puede indicar posibles desequilibrios nutricionales, (Van den Burg 1985; Furst 1992; Stefan 1995; Musio et al. 2007), a lo que habría que sumar el hecho positivo de que dichas relaciones estarían menos afectadas por el efecto de dilución o concentración que se puede producir durante la época de desarrollo de la hoja o durante la maduración de la misma según Fluckiger y Braun (2003).

Figura 4.4.5. Concentraciones medias foliares (mg g^{-1}) de macronutrientes en 6 especies del genero *Quercus*: *Q. suber* (n=44), *Q. robur* (n=20), *Q. pyrenaica* (n=116), *Q. pubescens* (n=12), *Q. ilex* (n=392) y *Q. faginea* (n=44).

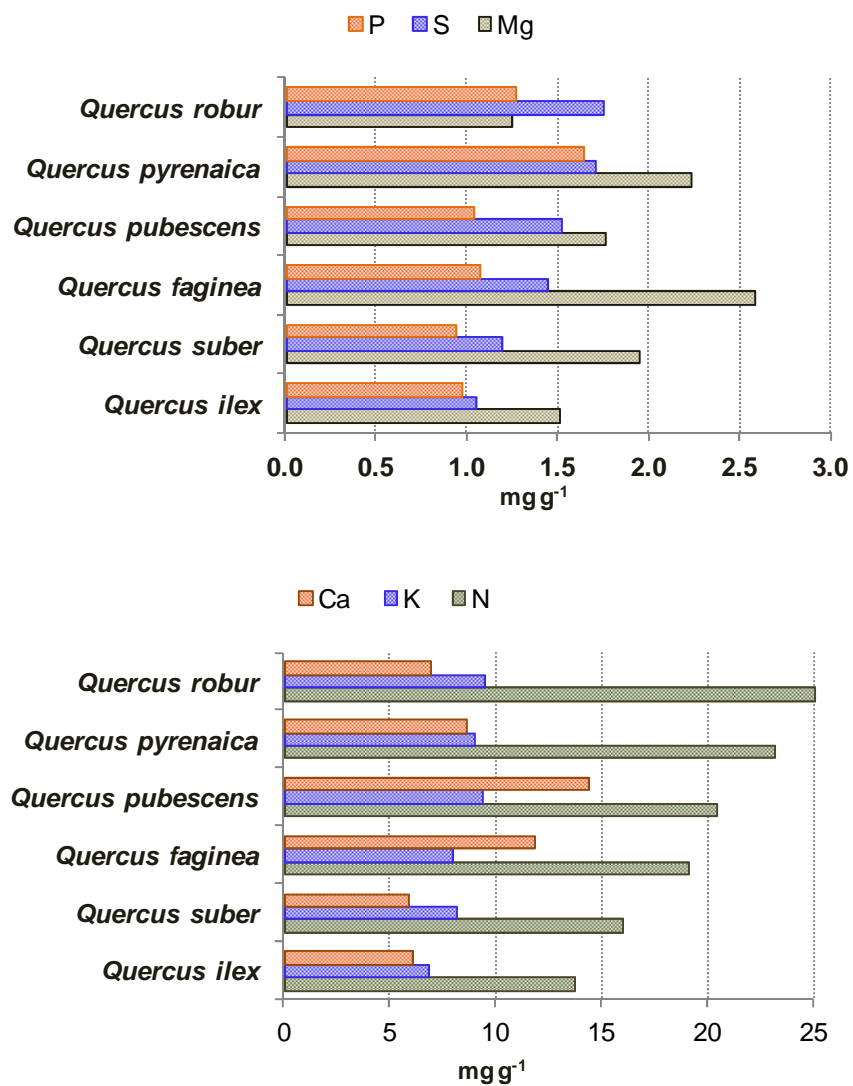


Tabla 4.4.3. Compilación de datos obtenidos en la bibliografía para valores medios, mínimos y máximos de las concentraciones foliares (mg g^{-1}) de macronutrientes en diferentes especies forestales

Especie	Sustrato	N		P		S		K		Ca		Mg		Referencia
		Media	Min-Max	Media	Min-Max	Media	Min-Max	Media	Min-Max	Media	Min-Max	Media	Min-Max	
Coníferas	básico	13.0		0.9				3.0		8.0		2.0		Valdecantos et al. 2006
Coníferas	ácido	13.8		1.8		1.0		6.4		8.9		1.2		Hagen-Thorn y Stjernquist 2004
Coníferas			9.4-11.9		0.8-1.1		0.8-1.9		3.3-5.5		3.8-15.7		1.1-2.6	Sardans et al. 2011
Coníferas		12.4		1.5		0.8		6.0		2.8		1.1		Merila and Derome 2008
Coníferas			11.4-16.6		0.9-1.2				6.6-9.2		1.9-4.4			Mediavilla et al. 2011
Coníferas		13.0	0.5-21.12	1.4	0.4-8.7	1.1	0.2-2.5	5.8	2.3-9.7	3.2	0.6-8.0	1.1	0.6-2.7	Stefan et al 1997
<i>Q. ilex</i>		9.4		0.6				3.6		9.3		0.5		Escudero et al. 1981
<i>Q. ilex</i>	ácido					1.4		6.6		5.0		1.6		Bussoti et al. 1992
<i>Q. ilex</i>		12.5		0.8				9.1						Sabaté and Gracia 1994
<i>Q. ilex</i>	básico	12.7	11.9-13.7	0.9	0.7-1.1			5.8	5.4-6.2	4.9	4.2-5.6	1.7	1.4-2.3	Canadell and Vilà 1992
<i>Q. ilex</i>	básico	11.0		0.7				3.8		11.0		2.2		Valdecantos et al. 2006
<i>Q. ilex</i>	ácido	11.7		0.9				8.9		10.1		1.5		Robles et al. 2000
<i>Q. ilex</i>	básico	10.9		0.7				7.1		8.4		1.3		Robles et al. 2000
<i>Q. ilex</i>		13.6	12.3-14.9	0.7	0.6-0.9	0.9	0.8-1.1	5.9	5.7-6.0	4.6	4.4-4.8	2.6	1.5-3.7	Stefan et al 1997
<i>Q. ilex</i>	ácido	13.6	12.3-14.6	0.9	0.8-1.0	1.2	1.0-1.4	6.0	4.9-6.8	5.4	2.8-7.1	2.9	1.8-4.7	Bussoti et al. 2000
<i>Q. ilex</i>	básico	13.5		0.9		1.5		4.9		10.0		1.5		Dominguez et al. 2010
<i>Q. ilex</i>		15.2		0.8				4.9		4.4		0.6		Mediavilla et al. 2011
<i>Q. ilex</i>		13.7		0.9		1.3		6.1		9.8		1.5		Sardans et al. 2011
<i>Q. suber</i>		13.5		0.7		1.0		5.0		4.3		1.4		Ventura 2007
<i>Q. suber</i>	ácido	11.0		1.0				8.0		6.0		0.4		Orgeas et al. 2002
<i>Q. suber</i>		16.4		1.5		1.3		7.2		7.6		1.6		Sardans et al. 2011
<i>Q. suber</i>		17.5		1.0				9.2		4.5		0.5		Mediavilla et al. 2011
<i>Q. suber</i>	ácido	13.2		0.7		0.4		9.1		5.6		1.1		Andivia et al. 2010
<i>Q. robur</i>	ácido		25.3-30.6		0.7-2.2		1.6-2.0		3.7-8.1		3.2-5.1		0.9-1.8	Balboa-Murias et al. 2006
<i>Q. robur</i>			23.2-29.1		1.6-2.6				11.0-12.3		7.4-8.6		1.5-11.7	Sariyilzid and Anderson 2005
<i>Q. robur</i>	ácido	25.8		1.4		1.6		9.4		7.5		1.7		Jornad et al. 2009
<i>Q. robur</i>	ácido	22.4		1.6				7.8		6.6		1.3		Díaz-Maroto et al. 2009
<i>Q. robur</i>	ácido	29.2		2.4		1.7		11.6		8.5		1.7		Hagen-Thorn y Stjernquist 2004
<i>Q. robur</i>		22.8		1.7		1.6		8.2		7.0		2.7		Sardans et al. 2011
<i>Q. robur</i>		24.8	12.5-32.6	1.4	0.6-2.2	1.9	1.1-3.2	9.4	5.7-12.6	9.5	4.7-18.9	1.7	1.0-4.5	Stefan et al 1997
Mixto	básico	12.1	11.0-12.3	0.9	0.8-1.1			6.4	5.9-6.8	5.4	4.2-6.4	1.3	1.0-1.6	Canadell and Vilà 1992
Mixto	ácido	13.4	12.6-13.9	0.9	0.9-1.1			6.4	5.5-6.8	4.6	3.8-6.2	1.5	1.3-1.6	Canadell and Vilà 1992

Con el objeto de detectar posibles situaciones de deficiencia ó exceso en los árboles de encina estudiados se han determinado las siguientes relaciones: N/P, N/K, N/Ca, N/Mg, K/Ca, K/Mg y Ca/Mg, y se han comparando las relaciones obtenidas con los rangos óptimos establecidos para el género *Quercus* por Stefan et al. (1997) (Tabla 4.4.4).

Tabla 4.4.4. Intervalos óptimos de las relaciones estequiometrias entre nutrientes para el género *Quercus* (Stefan et al. 1997) y su comparación con el rango de las relaciones obtenidas en este trabajo. Porcentaje de arboles que presentan desequilibrios nutricionales.

Relación	Bajo	Óptimo	Elevado	<i>Q. ilex</i>	% Bajo	% Elevado
N/P	< 8.3	8.3 - 25.0	> 25.0	6.8 - 27.5	1%	1%
N/K	< 1.5	1.5 - 5.0	> 5.0	0.9 - 5.1	8%	
N/Ca	< 1.9	1.9 - 8.3	> 8.3	0.8 - 11.6	26%	1%
N/Mg	< 6.0	6.0 - 25.0	> 25.0	3.4 - 26.4	7%	1%
K/Ca	< 0.6	0.6 - 3.3	> 3.3	0.3 - 6.3	15%	2%
K/Mg	< 2.0	2.0 - 10.0	> 10.0	1.2 - 14.9	5%	3%
Ca/Mg	<1.2	1.2 - 8.0	> 8.0	1.0 - 15.8	1%	5%

En todas las relaciones estudiadas la mayoría de los valores obtenidos se encuentran dentro de los intervalos óptimos establecidos para *Quercus sp* por Stefan et al. (1997) no existiendo, en general, situaciones de desequilibrios nutricionales. Aunque si habría que destacar que un 26 % de los árboles analizados presentan valores de N/Ca por debajo del nivel crítico que indica en el 42 % de los casos situaciones de elevadas concentraciones de Ca foliar ($> 8.5 \text{ mg g}^{-1}$) frente a las de N. Solo en el 23 % de los casos existen situaciones de deficiencia del N foliar con concentraciones por debajo del nivel crítico ($< 12.0 \text{ mg g}^{-1}$). Lo mismo ocurre en el caso de K/Ca donde el 15 % de los árboles muestreados presentan valores bajos, indicando en el 60 % de los casos concentraciones de Ca foliar elevadas ($> 8.5 \text{ mg g}^{-1}$) respecto a las concentraciones de K. Por otra parte, no se han obtenido valores de las relaciones estequiometrias del N con el resto de los nutrientes por encima del nivel óptimo (solamente en un 1 % de los casos). Esto que indica que no se han producido desequilibrios nutricionales por un aumento excesivo de las concentraciones foliares de N, tal y como se ha producido principalmente en países de Centro Europa como consecuencia de un incremento progresivo de las

entradas atmosféricas de N (Augustin et al. 2005; Fluckiger y Braun 2008). No obstante este efecto también se ha obtenido en ambientes mediterráneos por Portillo et al. (2008) para la especie *Q. suber*. Este resultado confirma por lo tanto la ausencia de niveles elevados de concentraciones foliares de N en los puntos de encina estudiados.

Bajo diferentes tipos de suelos y en ambiente mediterráneo Canadel y Vilà (1992); Robles et al. (2000); Bussotti et al. (2000); Valdecantos et al. (2006); Sardans et al. (2007); Sardans et al. (2008b); Domínguez et al. (2010); Rivest y Rolo (2011) y Mediavilla et al. (2011) encontraron los siguientes rangos: N/P (10.5 - 18.3), N/K (1.4 - 3.1), N/Ca (1.0 - 3.5), N/Mg (4.8 - 8.9), K/Ca (0.4 - 1.2), K/Mg (1.7 - 6.1) y Ca/Mg (1.9 - 7.5). Nosotros hemos obtenido rangos más amplios, posiblemente debido al mayor número de árboles que hemos estudiado. Destacando la relación N/Mg, que en nuestro caso ha presentado un límite superior mucho más elevado que el obtenido por los citados autores, lo que podría indicar situaciones de baja disponibilidad de Mg dependiendo de las propiedades del suelo. En efecto los valores más altos de la relación N/Mg han correspondido a puntos que presentan suelos de carácter ácido, pero también a puntos con suelos de carácter básico y con elevadas concentraciones de calcio soluble (disminución de la absorción del Mg debido al carácter antagónico de ambos elementos).

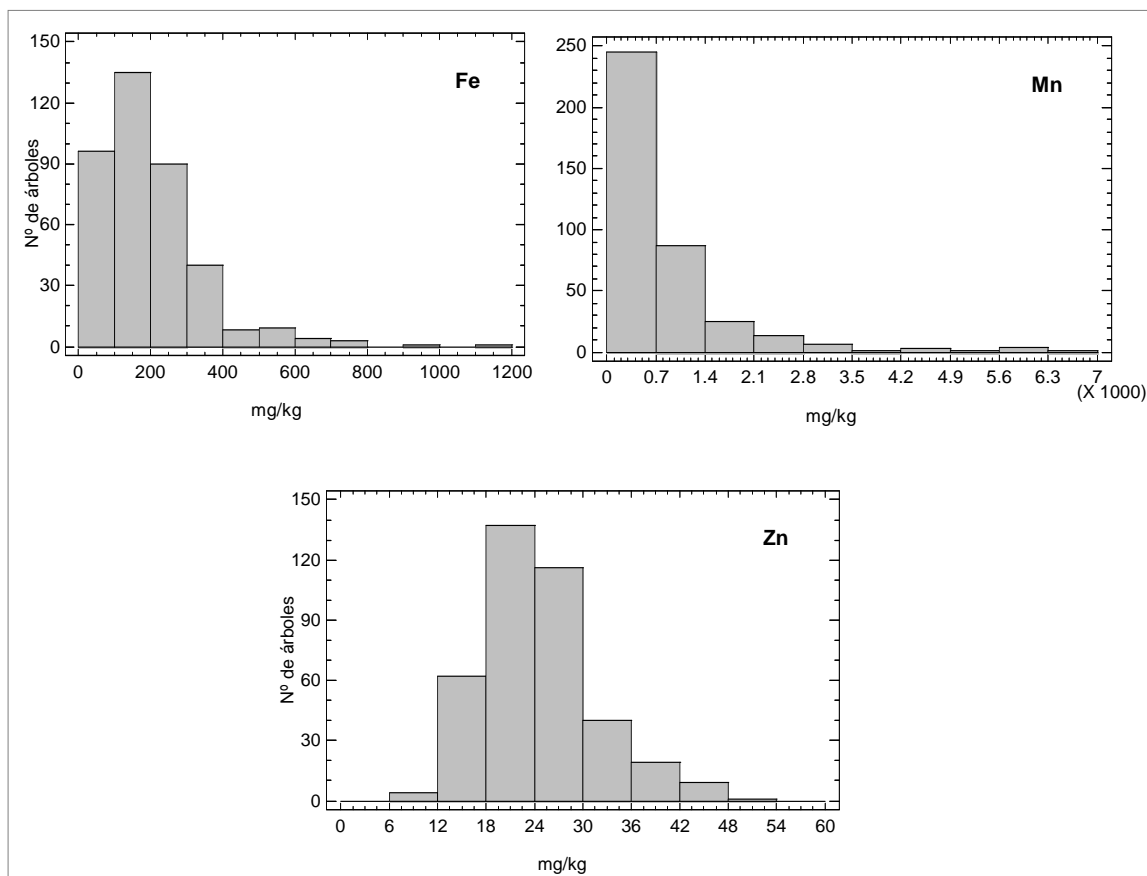
Los rangos obtenidos en las relaciones N/P (6 - 17), N/K (1.3 - 4.9) y N/Mg (8.0 - 28.3) en especies de coníferas estudiadas (a nivel europeo) ubicados sobre una mayor diversidad de suelos, (UN/ECE 2000), han sido más similares a los obtenidos en este trabajo.

Resulta también de interés el análisis de micronutrientes en hoja para diagnosticar efectos de contaminación ambiental, así como para determinar niveles óptimos y de deficiencia que dependerán en gran medida de la especie (Hagen-Thorn y Stjernquist 2005). Por este motivo se han analizado las concentraciones de Fe, Mn y Zn (Tabla 4.4.1). El Mn presenta la concentración media más elevada (794 mg kg^{-1}), seguido del Fe (205 mg kg^{-1}) y en último lugar del Zn (25 mg kg^{-1}). El Fe y el Mn son elementos particularmente importantes por su papel en la actividad fotosintética.

El Mn es el elemento que presenta el mayor rango de variación en sus concentraciones ($5 - 6328 \text{ mg kg}^{-1}$) con una distribución fuertemente asimétrica (Fig. 4.4.5); presentando una clase más frecuente, en la que se sitúan el 63 % de los datos obtenidos, con un intervalo de concentración entre 0 y 700 mg kg^{-1} . Las concentraciones de Fe también presentan una distribución asimétrica aunque menos acusada que la

presentada por el Mn, destacando la clase de concentraciones 100 - 200 mg kg⁻¹, a la que pertenecen el 36 % de los datos.

Figura 4.4.6. Histograma de frecuencias para las concentraciones foliares de hierro, manganeso y zinc determinadas en 388 árboles de encina



Rangos de variación elevados en la concentración de Mn foliar han sido obtenidos en diferentes especies forestales por Stefan et al. (1997) y Hagen-Thorn y Stjernquist (2005). La gran variación encontrada en las concentraciones de Mn foliar y en menor medida en las de Fe foliar (30 - 1466 mg kg⁻¹) se debe principalmente a las propiedades del suelo y en especial al pH, del que depende la solubilidad de estos metales en la solución del suelo. En el caso del Fe, el contenido de agua en el suelo también es una variable que influye en su disponibilidad, debido a un incremento de la relación Fe²⁺/Fe³⁺ en ambientes húmedos (Sardans et al. 2008b).

En las especies forestales los niveles de micronutrientes encontrados normalmente son mucho más elevados que los requerimientos medios fisiológicos de los mismos por la planta. Así en el caso del Mn, Goransson (1994) estimó que las cantidades requeridas de este elemento por las plantas están comprendidas entre 10 y 20 mg kg⁻¹. Mientras que fueron entre 20 y 25 mg kg⁻¹ en el caso del Zn (Goransson 1999). Por lo,

tanto en el caso de la especie *Q. ilex* estudiada en este trabajo la concentración media de Mn foliar obtenida superaría alrededor de 80 veces los requerimientos de este elemento por la planta, mientras que en el caso del Zn la concentración media obtenida estaría dentro de los niveles requeridos por la planta. Sin embargo, los requerimientos normales de dichos elementos dependerán del tipo de especie forestal, de acuerdo con Clark et al. (2008) que establecieron intervalos normales de concentraciones de micronutrientes para diversas especies forestales (Tabla 4.4.5).

Tabla 4.4.5. Niveles de concentraciones foliares de manganeso, hierro y zinc establecidas para la especie *Q. ilex* (Clark et al. 2008) y su comparación con el percentil 10, 10-90 y percentil 100 de las concentraciones obtenidas en este trabajo. Se presenta el porcentaje de árboles analizados en los que se han obtenido concentraciones inferiores y superiores al nivel óptimo.

Elemento mg kg ⁻¹	Bajo	Óptimo	Elevado	<i>Q. ilex</i> (Tesis doctoral, González 2012)			% bajo	% Elevado
				P ₁₀	P ₁₀ -P ₉₀	P ₁₀₀		
Mn	<278	278 - 5385	> 5385	<43	43-1811	>1811	31%	1%
Fe	< 73	73 -717	> 717	<75	75-366	>366	9%	1%
Zn	< 13	13 - 41	> 41	<16	16-34	>34	3%	3%

Las concentraciones de los micronutrientes analizados se encuentran dentro de los rangos óptimos establecidos para la especie (Tabla 4.4.5). Sin embargo hay que destacar que el 31 % de los árboles presentan concentraciones de Mn por debajo del rango óptimo, presentando, por lo tanto, una situación de deficiencia. Estos resultados pueden ser debidos a la influencia que el pH tiene especialmente en la disponibilidad del Mn y en menor medida en la del Fe como indicaría el menor porcentaje de árboles (9%) con situación de deficiencia para dicho elemento. En suelos básicos la disponibilidad del Mn es menor y coincide con el hecho de que el 83 % de los puntos tienen valores de Mn foliar inferiores a los niveles óptimos corresponden a suelos con valores de pH (H₂O) >7.5. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Caritat y Terradas (1990), Hagen-Thorn y Stjernquist (2005) en diferentes especies forestales.

En Italia, con un número inferior de sitios muestreados, Bussotti et al. (2000) obtuvieron para la especie *Q. ilex* concentraciones medias de Fe, Mn y Zn inferiores a las obtenidas en este trabajo con valores de 16, 580 y 79 mg kg⁻¹ respectivamente. Concentraciones parecidas, aunque todavía inferiores a las de nuestro estudio, han sido

obtenidas por Caritat y Terradas (1990) en el NE de España con concentraciones medias para el Fe de 120 mg kg⁻¹, para el Mn de 667 mg kg⁻¹ y de 29 mg kg⁻¹ para el Zn.

Si se comparan las concentraciones medias de los micronutrientes obtenidas en la bibliografía citada en especies de *Quercus perennifolios*, en *Quercus caducifolios* y en especies de coníferas (Tabla 4.4.6) se observa, que las concentraciones foliares de Fe y Mn presentan un amplio rango de variación en todas las especies, lo que refleja la influencia de las propiedades físico-químicas del suelo en la disponibilidad de dichos elementos por el árbol. La especie *Q. robur* ha sido la que ha presentado la concentración media de Mn más elevada. Las especies de *Quercus perennifolios* muestran concentraciones medias de Fe similares a las obtenidas en este trabajo, siendo sin embargo los valores máximos y medio de las concentraciones obtenidas de Mn más elevadas. El elemento que menos ha variado su concentración entre todas las especies de *Quercus* estudiadas ha sido el Zn con un mínimo de 7 mg kg⁻¹ presentado en la especie *Q. robur* y un máximo de 97 mg kg⁻¹ obtenido en especies de coníferas, siendo éstas últimas las que acumulan más Zn foliar.

En diferentes especies forestales desarrolladas sobre el mismo tipo de suelo Hagen-Thorn y Stjernquist (2005) obtuvieron diferencias entre las concentraciones medias foliares de Fe, Mn y Zn encontrando en especies de coníferas concentraciones de Mn y Zn más elevadas que en querquináceas. Estas diferentes concentraciones entre especies pueden ser explicadas por diferencias en la disponibilidad y utilización de los nutrientes así como por diferentes estrategias en el uso eficiente de nutrientes por la planta.

Tabla 4.4.6. Compilación de datos obtenidos en la bibliografía para valores medios, mínimos y máximos de las concentraciones foliares (mg kg^{-1}) de micronutrientes en especies forestales.

Especie	Sustrato	Fe		Mn		Zn		Referencia
		Media	Min-Max	Media	Min-Max	Media	Min-Max	
Coníferas	ácido	51.0		2226		30.5		Hagen-Thorn and Stjermquist 2005
Coníferas				600		38		Merila and Derome 2008
Coníferas		79	21-245	331	16-1166	42	18-97	Stefan et al. 1997
<i>Q. ilex</i>		189		326		28		Escudero et al. 1981
<i>Q. ilex</i>	ácido	79		580		16		Bussoti et al. 1992
<i>Q. ilex</i>		120		667		29		Caritat and Terradas 1990
<i>Q. ilex</i>		219						Sardans et al. 2008b
<i>Q. suber</i>	ácido	103		320		17		Andivia et al. 2010
<i>Q. suber</i>		123		740		15		Ventura 2007
<i>Q. suber</i>	ácido	200		800				Orgeas et al. 2002
<i>Q. suber</i>		161	88-252	821	218-2548	19	13-24	Stefan et al. 1997
<i>Q. faginea</i>		157	86-197	181	20-636	23	19-25	Stefan et al. 1997
<i>Q. robur</i>	ácido		80-131		280-1113		7-25	Balboa-Murias et al. 2006
<i>Q. robur</i>					600-1800			Sariyilzid and Anderson 2005
<i>Q. robur</i>	ácido	101		1126		24		Hagen-Thorn and Stjermquist 2005
<i>Q. robur</i>		146	60-620	1514	416-3131	20	13-35	Stefan et al. 1997
<i>Q. pyrenaica</i>		201	114-336	699	214-1723	19	14-29	Stefan et al. 1997

4.4.2. Variabilidad espacial de la concentración foliar de nutrientes en los puntos de muestreo

La concentración de elementos minerales contenidos en las hojas de los árboles depende de numerosos factores como la especie, el genotipo y la edad del árbol, todo lo cual influye principalmente en la capacidad de absorción de los nutrientes del suelo y en la eficacia de retraslocación de los mismos hacia las diferentes partes de la planta. A su vez factores climáticos como la temperatura y humedad junto con propiedades del suelo como el pH, textura o fertilidad del suelo también condicionan la absorción de nutrientes debido a su influencia en la disponibilidad de los mismos.

Para conocer la variabilidad espacial entre las concentraciones foliares se han calculado los coeficientes de variación a diferentes escalas espaciales. A menor escala se ha determinado el coeficiente de variación entre los cuatro árboles muestreados en un mismo punto. A una escala intermedia se ha calculado el coeficiente de variación entre los diferentes puntos muestreados dentro de una misma provincia. En una siguiente escala se ha determinado el coeficiente de variación entre provincias pertenecientes a una misma región y por último se ha calculado el coeficiente de variación a nivel nacional (Tabla 4.4.7). La variabilidad de la concentración de todos los nutrientes foliares analizados aumenta con la escala espacial de manera proporcional al incremento en la variabilidad de las variables de sitio. Estos resultados coinciden con los obtenidos por

Aponte et al. (2008) con los mismos elementos minerales analizados en el desfronde de la especie *Q. suber*.

Los nutrientes que menos han variado su concentración en todas las escalas han sido aquellos cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos biológicos como son el N, P y S, mientras que el resto de nutrientes que participan en ciclos controlados principalmente por materiales de partida presentan una mayor variabilidad espacial en todos los niveles, que se incrementa al aumentar la escala espacial. El Mn, seguido del Fe presenta la mayor heterogeneidad debido a que son elementos muy móviles cuya disponibilidad en el suelo depende en gran medida de las propiedades físico-químicas del suelo. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Aponte et al. (2011) en hojas de *Q. suber*.

Tabla 4.4.7. Valores medios, mínimos y máximos de los coeficientes de variación (porcentaje) de las concentraciones de nutrientes foliares para la especie *Q. ilex*.

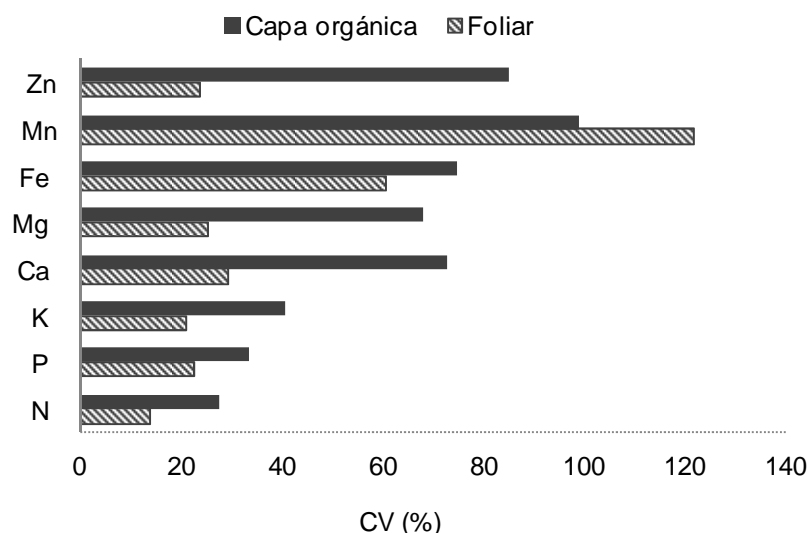
Parámetro	Punto (n=103)			Provincia (n=29)			Región (n=7)			Total (n=1)
	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	
N	9.9	2.2	26.6	12.8	6.0	24.7	14.3	6.0	17.1	16.3
S	10.8	2.2	24.3	14.2	4.6	27.5	14.8	8.6	18.4	17.1
P	14.4	1.3	38.2	19.8	8.6	35.4	24.1	17.3	29.6	25.8
K	17.8	1.2	49.2	21.0	7.1	40.1	31.8	25.7	37.3	25.0
Ca	22.3	1.6	51.1	27.8	14.4	40.4	56.5	21.5	87.6	34.8
Mg	19.6	0.3	47.9	24.6	10.6	41.0	23.2	17.6	27.9	30.8
Fe	29.9	3.0	137.3	46.6	12.1	107.9	61.7	39.4	90.5	75.7
Mn	37.3	3.6	122.8	73.7	11.8	163.8	119.9	75.5	162.8	127.0
Zn	18.7	3.5	42.5	23.2	8.8	39.1	26.8	23.4	34.7	29.1
Masa 100 hojas	31.2	3.8	70.5	40.4	15.3	71.7	50.1	39.4	62.5	52.2

Teniendo en cuenta que las hojas han sido muestreadas en la misma zona de la copa y que se han muestreado ramas de todas las orientaciones, destaca la alta variabilidad media (31 %) presentada en la masa foliar entre árboles de un mismo punto. Lo que pone de manifiesto la influencia del genotipo del árbol junto a características

propias del mismo (desarrollo radicular o posibles daños abióticos y bióticos entre otros) en la producción de biomasa y por tanto en el crecimiento del árbol.

Si se compara la variabilidad espacial de la concentración de nutrientes en dos compartimentos de los ecosistemas forestales estudiados (foliar y capa orgánica) entre los que hay un intercambio de elementos químicos, se observa que la variabilidad media de todos los elementos (a excepción del Mn) es mayor en la capa orgánica (Fig. 4.4.7). Ladani et al. (2010) y Aponte et al. (2011), con diferentes especies forestales, también obtuvieron en el compartimento suelo una variabilidad media mayor que en el foliar. Parece por tanto, que las plantas mantienen un equilibrio químico interno dentro de unos rangos biológicos que suelen ser más estrechos que la composición química presente el suelo. Además hay que añadir que los procesos edáficos como la meteorización de la roca madre y la mineralización de la materia orgánica, junto con la actividad microbiológica y la exudación de las raíces, entre otros, pueden incrementar la variabilidad espacial de las concentraciones de los elementos en el suelo según Ladanai et al. (2010). Mellert et al. (2008a) consideran que estas diferencias en la disponibilidad de nutrientes, pueden alcanzar en unos centímetros de suelo, diferencias de concentración de un orden magnitud de 100 veces superior

Figura 4.4.7. Coeficientes de variación de los nutrientes analizados en las hojas y en la capa orgánica de los suelos estudiados bajo la especie *Q. ilex*



Aunque la variabilidad de los elementos ha sido distinta entre ambos compartimentos se observa que siguen un patrón similar definido por el hecho de que los elementos N, P y K presentan en ambos casos la variabilidad media más baja, mientras que los elementos Ca, Mg, Fe, Mn y Zn presentan la variabilidad más alta. Este resultado

indicaría que las diferencias obtenidas en la variabilidad entre esos dos grupos de elementos dependen de la naturaleza de sus ciclos biogeoquímicos. Así, los elementos que presentan baja variabilidad son los que están sometidos a un control biológico interno más fuerte, mientras que los nutrientes que no suelen ser limitantes del crecimiento son absorbidos por la planta en cantidades que normalmente exceden de sus necesidades, y presentan una variabilidad más alta; a este grupo pertenecen aquellos nutrientes cuyos ciclos están regulados principalmente por procesos geoquímicos como son el Ca, Mg, Fe o Mn.

4.4.3. Variabilidad temporal de las concentraciones foliares de nutrientes

A lo largo del proceso del desarrollo de la masa foliar, los cambios en la concentración de los nutrientes varían en función de su naturaleza química, de la actividad fisiológica, del genotipo y de las condiciones ambientales en las que se incluyen tanto factores bióticos como abióticos. En el caso de especies perennifolias, como es el caso de la especie *Q. ilex*, las hojas, como los órganos de almacenamiento de nutrientes, parecen ser tan importantes como las raíces o los tallos, teniendo especial relevancia en el caso de especies desarrolladas en ambientes poco fértiles, donde el suministro de nutrientes puede ser menor que la demanda.

Con el objeto de estudiar la variabilidad temporal de las concentraciones foliares de nutrientes en la especie *Q. ilex*, así como la variación de las concentraciones foliares con la edad de la hoja, se seleccionó un punto de los 103 estudiados para realizar un seguimiento anual de la concentración de nutrientes. El punto seleccionado fue un encinar de baja densidad (EBD), de clima mediterráneo situado en la localidad de Argamasilla de Alba (Ciudad Real) a una altitud de 751 - 800 m, con una precipitación media de 442 mm y una temperatura media anual de 14.5°C. La masa de encinas se desarrolla sobre Leptosoles eútricos con calizas como material originario, cuya caracterización fisicoquímica se resume en la Tabla 4.4.8.

El muestreo foliar se ha realizado mensualmente separando las hojas correspondientes al año en curso y las correspondientes al brote del año anterior analizándose de forma separada. En las hojas del año en curso los nutrientes N, P, S, Zn y Cu presentan en el mes de abril, (durante el período de despliegue y elongación de la hoja tras la brotación), las concentraciones medias más elevadas, mientras que en el resto del año las concentraciones son más bajas y similares entre los meses analizados (Fig. 4.4.8 y Fig. 4.4.9).

Tabla 4.4.8. Parámetros fisicoquímicos analizados en las capas del suelo de 0-10 y de 10-20 cm.

Profundidad cm	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)	Corg g kg ⁻¹	Nt g kg ⁻¹	CaCO ₃ %	C/N	Arcilla (%)	Elementos Gruesos (%)	Densidad Aparente (g cm ⁻³)
0 - 10	7.8	7.5	20.6	2.1	69	10	15	61	1.5
10 - 20	7.9	7.6	18.6	1.6	68	11	15	61	1.6

En el caso del Ca y Mn sucede lo contrario que en los nutrientes anteriores, presentando en el mes de abril las concentraciones más bajas y aumentando de forma progresiva a medida que se produce la maduración de la hoja. En el caso del Ca se produce un incremento hasta la finalización de la época estival de 7 mg g⁻¹ en los primeros seis meses, estabilizándose durante la época otoño-invierno de menor actividad fotosintética, debido a que una vez que es asimilado es inmovilizado, acumulándose en membranas, pared celular y vacuolas. En el caso del Mn el incremento de las concentraciones se produce de forma continua a lo largo de todo el año aumentando de 13 µg g⁻¹ en abril del primer año a 40 µg g⁻¹ en abril del segundo año, este aumento también puede ser debido a que es un elemento que se acumula en los tejidos como consecuencia de su inmovilización dentro de complejos enzimáticos. Variaciones estacionales similares de las concentraciones de Ca y Mn en la especie *Q. suber* han sido obtenidas por Andivia et al. (2010).

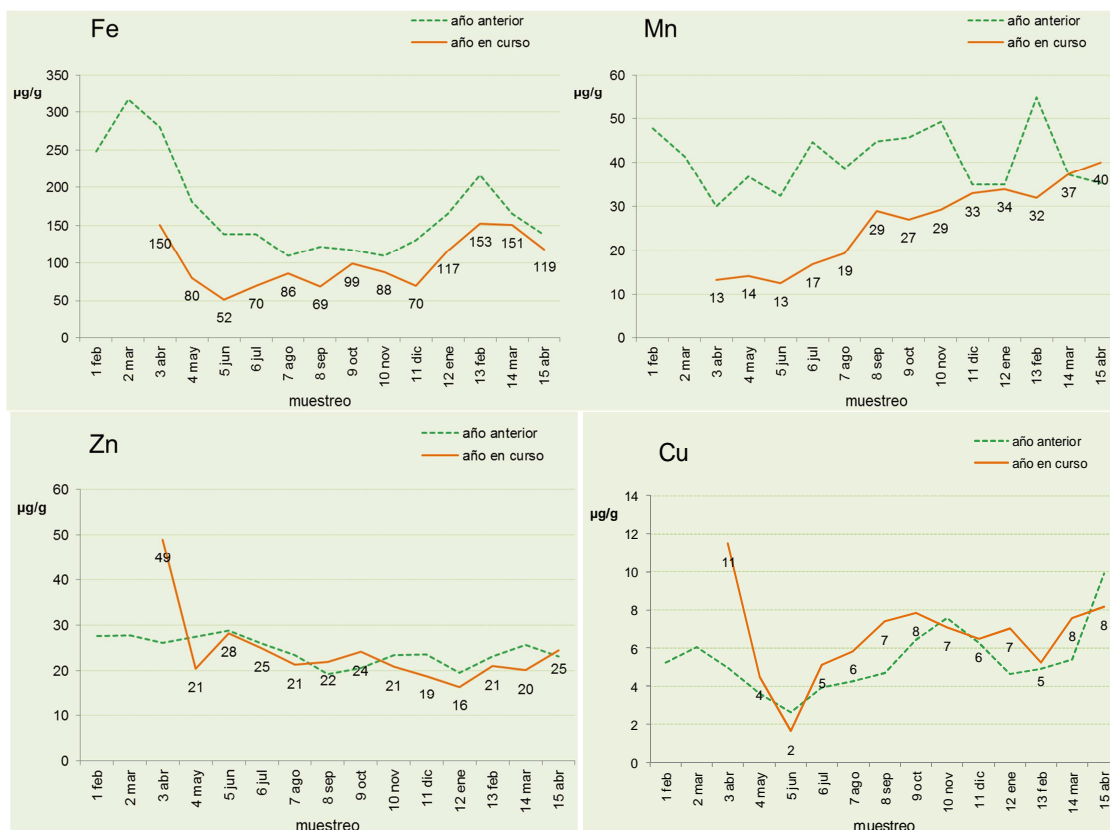
Figura 4.4.8. Variabilidad de las concentraciones medias mensuales de nitrógeno, azufre, fósforo, potasio, calcio y magnesio en las hojas del año en curso y en las del año anterior. Los valores son medias de 5 árboles.



El Fe presenta un patrón de variación más irregular, (debido quizás a su movilidad parcial), con concentraciones medias elevadas en el mes de abril que disminuyen progresivamente hasta el mes de junio, (probablemente debido al efecto de dilución). Luego aumentan hasta el final de la época de invierno, a partir de la cual se observa una disminución de sus concentraciones que puede ser debida a una retraslación del Fe hacia tejidos nuevos (flores y frutos) según Orgeas et al. (2002). El aumento que se produce, (aunque no de forma progresiva), de las concentraciones de Fe desde junio (52

$\mu\text{g g}^{-1}$) hasta finales del invierno ($153 \mu\text{g g}^{-1}$), puede ser debido a que, (como sucedían en el caso del Mn), el Fe se acumula en la hoja por su inmovilización dentro de complejos enzimáticos ya que el Fe es un nutriente esencial que participa en procesos de oxidoreducción.

Figura 4.4.9. Variabilidad de las concentraciones medias mensuales de hierro, manganeso, zinc y cobre en las hojas del año en curso y en las del año anterior. Los valores son medias de 5 árboles.



El K presenta las concentraciones medias más elevadas en el mes de abril (15 mg g^{-1}) pero disminuyen de forma progresiva hasta alcanzar los valores más bajos en el mes de enero (3 mg g^{-1}). Valores que son similares a los de Sabaté et al. (1995). El Mg presenta un patrón de variación de concentraciones medias mensuales muy irregular debido quizás a su elevada movilidad dentro del árbol (Andivia et al. 2010).

Todos los nutrientes, a excepción del K y Mn, presentan en las hojas del año anterior el mismo patrón de variación de las concentraciones medias mensuales que el presentado en las hojas del año en curso.

Las elevadas concentraciones obtenidas en las hojas jóvenes (mes de abril) en N (31.6 mg g^{-1}), P (3.4 mg g^{-1}), S (2.7 mg g^{-1}) y K (14.9 mg g^{-1}) son debidas a la alta

movilización de estos nutrientes como consecuencia de la absorción desde el suelo y la retraslocación desde las hojas maduras y otros órganos como el tallo, hacía las hojas en desarrollo (Oliveira et al. 1996). Cuando la hoja está totalmente desarrollada (mes de junio) las concentraciones de N, S y P disminuyen debido a un efecto de dilución según Andivia et al. (2010) y se mantienen más o menos estables a lo largo del año. No obstante se pueden diferenciar dos periodos: uno estival (junio-septiembre) con concentraciones medias en general más bajas e inestables y uno otoño-invierno con concentraciones medias más elevadas y estables; observándose al final del invierno una disminución de las concentraciones de dichos nutrientes cuando comienza el proceso de senescencia foliar y los nutrientes se movilizan para la producción de tejidos nuevos (Nilson et al. 1995; Fife et al. 2008).

La variación estacional obtenida para los nutrientes N y P ha sido similar a la obtenida por Andivia et al. (2010) y Cerasoli et al. (2004) para el caso del N, en otras especies perennifolias (*Q. suber*) y similar al obtenido por Sabaté et al. (1995) en la especie *Q. ilex*. Respecto al K su concentración disminuye progresivamente desde la primavera hasta el verano manteniéndose constante durante el periodo estival, lo que podría ser debido a su papel en la regulación osmótica de cara a resistir el estrés hídrico (Andivia et al. 2010). El K disminuye sus concentraciones medias desde el mes de octubre hasta el final del invierno (enero-febrero) lo que para Oliveira et al. (1996) puede ser debido a un incremento de la demanda de carbohidratos durante la maduración del fruto.

Los nutrientes más móviles como son el P, K y Mg disminuyen su concentración con el aumento de la edad de la hoja al igual que ocurre con el N y S, mientras que en el caso de nutrientes de movilidad parcial (Fe y Mn) y de escasa movilidad (Ca) se produce un aumento de sus concentraciones con la edad de la hoja. En el caso del Zn y Cu apenas hay diferencias entre los dos brotes muestreados. Concentraciones más elevadas de N, P, K y Mg en hojas jóvenes respecto a hojas senescentes han sido también encontradas por Robert et al. (1996) y Mediavilla et al. (2011).

La disminución de las concentraciones de N, S, P, K y Mg con la edad de la hoja según Nilson et al. (1995), Sabaté et al. (1995) y Szymura et al. (2009) puede ser debida a procesos de retraslocación desde las hojas senescentes hacia los tejidos nuevos. Sin embargo Escudero et al. (1992b), Orgeas et al. (2002) y Huang et al. (2007) en especies perennifolias han encontrado en el caso del N y P bajos porcentajes de retraslocación. Escudero y Mediavilla (2003a) en especies perennifolias mediterráneas indican que la retraslocación en el caso del N no sucede hasta que la hoja se convierte en senescente.

Teniendo en cuenta que Mediavilla et al. (2011) encontraron un aumento de la masa foliar por unidad de superficie con la edad de la hoja, se podría sugerir que la disminución de la concentración de estos nutrientes con la edad de la hoja también podría ser debido a un efecto de dilución.

Con el objeto de poder establecer si las diferencias de las concentraciones foliares de nutrientes entre las dos clases de edad estudiadas son significativas, se ha realizado un análisis de anova con posterior test de Kruskal-Wallis. A su vez se ha realizado el mismo análisis para establecer diferencias significativas de las concentraciones foliares de nutrientes entre el periodo estival y el periodo otoño-invierno, periodos que reflejan diferentes condiciones climáticas y fenológicas (Tabla 4.4.9). Los resultados indican diferencias significativas en las concentraciones medias de todos los nutrientes en función de las diferentes clases de edad estudiadas, siendo las concentraciones medias de N, S, P, K y Mg significativamente más elevadas, en las hojas del año en curso que en las del año anterior, mientras que el Ca, Fe, Mn y Zn presentan la tendencia opuesta con concentraciones medias significativamente mayores en las hojas de dos años.

En el estudio del factor estacional se han obtenido concentraciones medias significativamente más bajas en el periodo estival para los nutrientes N, Ca, Fe y Mn, siendo significativamente más bajas en el periodo otoño-invierno en el caso del K y Cu mientras que para el resto de los nutrientes no se han obtenido diferencias significativas, entre los dos periodos estudiados. Estos resultados sugieren la influencia del clima en la concentración de nutrientes con funciones metabólicas y estructurales importantes (N, Ca, Fe y Mn) de forma directa, influyendo en la actividad biológica con un aumento de la actividad enzimática como han indicado Sardans et al. (2008c). Indirectamente a través de las propiedades del suelo, debido a que temperaturas más suaves y una mayor disponibilidad de agua en el suelo durante la época otoño-invierno, pueden favorecer la solubilidad de dichos elementos y, por lo tanto, la disponibilidad de los mismos y su incremento en concentración foliar.

Los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que en un ecosistema mediterráneo como el estudiado, la estabilización de las concentraciones foliares de nutrientes se produce tanto en la época estival, (periodo de mayor déficit hídrico), como en la época invernal, tal y como reflejan las similares desviaciones típicas obtenidas en ambos periodos para la mayoría de los nutrientes estudiados (con excepción del K y Ca).

Tabla 4.4.9. Valores medios, desviación estándar y rango de concentraciones de nutrientes según clases de edad de la hoja: clase 0 (hojas del año en curso) y clase 1 (hojas del año anterior) y periodo estacional para hojas clase 0. Para la estación de verano se han considerado el periodo junio-septiembre y para otoño-invierno el periodo octubre-febrero.

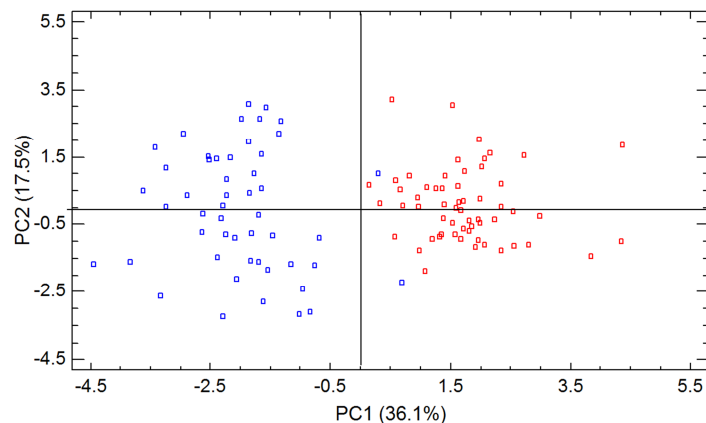
Variable	Clases de edad		Estación (hojas clase 0)	
	0 (n=61)	1 (n=64)	Verano (n=20)	Otoño-Invierno (n= 29)
N (mg g ⁻¹)	15.8±4.85 a 11.7 - 34.5	10.6±1.91 b 7.3 - 16.3	13.8±0.8 a 12.9 - 15.5	15.3±0.8 b 13.8- 17.6
S (mg g ⁻¹)	1.22±0.44 a 0.90 - 3.08	0.89±0.17 b 0.61 - 1.34	1.08±0.08 a 0.94 - 1.16	1.12±0.08 a 0.99 - 1.27
P (mg g ⁻¹)	1.03±0.73 a 0.57 - 3.69	0.51±0.13 b 0.28 - 1.11	0.84±0.23 a 0.57 - 1.54	0.85±0.20 a 0.64 - 1.81
K (mg g ⁻¹)	6.24±3.01 a 2.42 - 16.26	3.67±0.89 b 2.08 - 6.13	6.93±1.47 a 4.67-10.7	4.49±1.29 b 2.42 - 6.67
Ca (mg g ⁻¹)	9.3±2.6 a 2.3 - 14	12.1±2.0 b 8.1 - 17.5	8.58±2.10 a 5.2- 12.4	10.3±1.65b 7.39 - 13.51
Mg (mg g ⁻¹)	1.59±0.43 a 1.07-2.99	1.31±0.49 b 0.76-2.40	1.49±0.33 a 1.07-2.35	1.60±0.45a 1.07-2.99
Fe (µg g ⁻¹)	100±79 a 9 - 568	177±86 b 53 - 419	72±58 a 9 - 288	99±41 b 32 - 210
Mn (µg g ⁻¹)	26±16 a 2 - 69	41±27 b 12 - 121	16±11 a 2 - 40	31±15 b 9 - 69
Zn (µg g ⁻¹)	24±10 a 12 - 86	25±6 b 13 - 41	24±7 a 14 - 46	20±4 a 12 - 29
Cu (µg g ⁻¹)	5±2 a 0 - 12	6±3 ^a 0 - 13	7±3 ^a 0 - 13	4±3b 0 - 8

Letras diferentes indican diferencias significativas entre las medianas ($\alpha=0.05$)

Las diferencias obtenidas en las concentraciones foliares de nutrientes entre los dos periodos estacionales habría por lo tanto que tenerlas en cuenta, por un lado para establecer la época de muestreo en la que se haya obtenido una mayor estabilización de los contenidos foliares de nutrientes y, por otro lado, a la hora de interpretar y comparar estos resultados con los obtenidos en trabajos similares.

Con el objeto de estudiar la influencia de la edad de la hoja y del periodo estacional en la dinámica de la concentración de nutrientes, se ha realizado un análisis de componentes principales en el que se han incluido además de la edad de la hoja (0 y 1) y la estación (periodo estival y periodo otoño-invierno), las concentraciones de los nutrientes foliares (N, S, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn y Zn) (Fig. 4.4.10).

Figura 4.4.10 Proyección de las observaciones en el plano constituido por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales. Los puntos rojos indican las observaciones pertenecientes a las hojas de clase de edad 0 y los puntos azules indican las observaciones pertenecientes a las hojas de clase de edad 1.



El resultado del ACP indica que el primer eje, (que explica el 36 % de la varianza), separa casi la totalidad de las observaciones según la clase de edad de la hoja, siendo esta la variable de mayor peso dentro de este primer factor. Mientras que el periodo estacional es la tercera variable de mayor peso en el segundo eje que explica solamente el 18 % de la varianza. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Orgeas et al. (2002) en la especie *Q. suber*.

4.4.4. Relaciones entre las concentraciones foliares de nutrientes

El análisis bivalente de correlaciones muestra que los coeficientes de correlación entre las concentraciones foliares de nutrientes han sido en general bajos, aunque muy significativos en algunos casos (Tabla 4.4.10).

Los elementos N, P y S presentan una elevada relación positiva entre ellos, lo que refleja el origen común de estos elementos implicados en ciclos controlados principalmente por procesos biológicos, que ejercen funciones comunes en el metabolismo de las plantas, especialmente en la síntesis de proteínas. Hay que destacar el elevado coeficiente de correlación ($R=0.71$) obtenido entre el N y S, mientras que las

relaciones de ambos nutrientes con el P han sido menores, resultado que puede ser debido a la influencia de las propiedades ácido-base del suelo en la disponibilidad del P por la planta. Relaciones similares entre el N y S foliar en especies de coníferas y en *Q. suber* han sido encontradas por otros autores (UN/ECE 2001; Pozuelos Rojas 2007). También se ha obtenido una relación significativa positiva de los nutrientes N y S con el Zn probablemente debida a la estrecha relación del Zn con la materia orgánica del suelo como se refleja en las concentraciones de Zn en hoja (Tabla 4.4.15).

Tabla 4.4.10. Matriz de coeficientes de correlación de Pearson entre las concentraciones de nutrientes en hoja y masa foliar de la especie *Q. ilex*. N= 358 (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

	N	S	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Masa 100 hojas
C	0.16**	0.05	-0.08	-0.05	-0.10	-0.07	0.08	0.20***	0.16**	0.03
N		0.71***	0.41***	-0.01	0.10	0.01	0.15**	0.14*	0.35***	0.21***
S			0.39***	0.13*	0.10	-0.05	0.07	0.04	0.36***	0.19***
P				0.33***	-0.22***	-0.01	-0.05	-0.13*	0.09	-0.14**
K					-0.29***	-0.21***	-0.27***	-0.32***	-0.02	-0.21***
Ca						0.24***	0.16**	0.10	0.27***	0.16**
Mg							0.17**	0.01	0.10	-0.07
Fe								0.33***	0.28***	0.09
Mn									0.18***	0.07
Zn										0.23***

Las concentraciones foliares de K disminuyen cuando incrementan las concentraciones del resto de los cationes, especialmente del Ca y Mn. Este resultado puede ser debido, (en el caso del Ca), al efecto antagónico existente entre los dos elementos. Elevadas concentraciones de K también pueden inhibir la absorción de otros elementos como el Fe, Mn o Zn según Bergmann (1992). Valdecantos et al. (2006) también encontraron en la especie *Q. ilex* correlaciones negativas significativas del K con el Ca y Mg. Sin embargo en otros estudios realizados en diferentes especies forestales se han obtenido resultados diferentes; así por ejemplo UN/ECE (2001) en la especie *P.*

sylvestris no obtuvieron ninguna relación significativa del K con el resto de los cationes, mientras que Pozuelos Rojas (2007), en la especie *Q. suber*, obtuvo una relación significativa positiva del K con el Ca, no encontrado relaciones significativas con el resto de los cationes.

Los micronutrientes están positivamente correlacionados entre sí y con el N. En acículas de especies de coníferas, UN/ECE (2001) también han obtenido correlaciones positivas entre las concentraciones de micronutrientes; mientras Pozuelos Rojas (2007) en suelos de carácter ácido no obtuvo en hojas de *Q. suber* ninguna correlación entre ellos.

Las correlaciones positivas significativas encontradas entre el Ca y Mg reflejan el origen mineral común de ambos elementos. Valdecantos et al. (2006) en *Q. ilex* y Pozuelos Rojas (2007) en *Q. suber* también encontraron relaciones positivas entre ambos elementos. El Ca además está negativamente relacionado con el P lo que puede reflejar el hecho de que elevadas concentraciones de Ca inhiban la absorción del P, ya que la disponibilidad del P es menor a pH básico.

El N, S, Zn y, en menor medida, el Ca influyen significativamente de forma positiva en el desarrollo de la masa foliar debido a que son elementos que forman parte de proteínas, coenzimas, nucleótidos y clorofila, moléculas todas ellas implicadas en los procesos de crecimiento y desarrollo vegetal. Mellert et al. (2008a; 2008b) han constatado para especies de coníferas que el N ha sido el factor de aceleración del crecimiento más importante durante las últimas décadas. La aplicación del análisis de componentes principales (ACP) al conjunto de los nutrientes foliares analizados, muestra que, en general, las relaciones entre las variables son altas, recogiendo los tres primeros factores el 61 % de la varianza total (Tabla 4.4.11). Todas las variables han sido relacionadas positivamente con el primer eje (Fig. 4.4.11), que explica el 26 % de la varianza, mientras que el P y K presentan una relación negativa con el segundo eje que explica el 23 % de la varianza total.

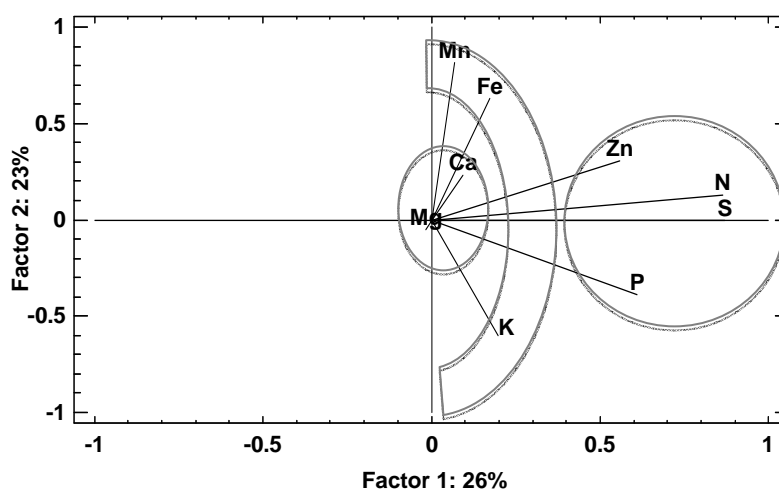
El primer factor confirma los resultados obtenidos en la matriz de correlaciones (Tabla 4.4.10), relacionando de forma positiva los nutrientes, cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos biológicos como son el N, S y P. El Zn también presenta con dichos nutrientes una elevada covarianza debido quizás a que es un micronutriente esencial para el metabolismo de las plantas. Su baja movilidad en la fracción mineral y su asociación con la materia orgánica del suelo ha sido señalada por Bergmann (1992) al igual que el N, S y P.

La variabilidad de los contenidos foliares está explicada de una forma bastante homogénea entre los tres ejes principales. Aquellos elementos más directamente relacionados con la presencia de materia orgánica en el suelo como el N, S y P, contribuyen a explicar una cuarta parte de la varianza. Aquellos más directamente relacionados con las propiedades físico-químicas del suelo contribuyen a explicar otro tercio más de la varianza (35 %), teniendo más peso los micronutrientes Fe y Mn que los macronutrientes Ca y Mg, (elementos relacionados con las características del sustrato litológico). Hay que destacar la dinámica especial que tiene el K, que se asocia negativamente al grupo de los metales, como consecuencia quizás de su elevada movilidad dentro del sistema suelo-planta y por su alta disponibilidad en suelos de carácter básico.

Tabla 4.4.11. Cargas de las variables determinadas en el material foliar en los tres factores resultantes del ACP llevado a cabo en el conjunto de los datos (N= 384). Se destacan en negrita las cargas que han sido superiores a 0.5.

Elemento	F1	F 2	F 3
N	0.86	0.13	0.03
P	0.61	-0.39	-0.24
S	0.87	0.00	0.00
K	0.20	-0.60	-0.37
Ca	0.09	0.23	0.73
Mg	-0.02	-0.06	0.77
Fe	0.17	0.63	0.17
Mn	0.07	0.81	-0.16
Zn	0.56	0.31	0.27
% Var	26%	23%	12%

Figura 4.4.11. Proyección de las variables medidas en las hojas en el plano constituido por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales.



Los patrones de covarianza entre los nutrientes foliares varían como se ha podido comprobar en la bibliografía (Aertes y Chapin 2000) con el tipo de especie debido a los diferentes requerimientos fisiológicos. Dentro de una misma especie también puede variar a nivel de individuo (Alonso y Herrera 2003). La covarianza de las concentraciones de nutrientes foliares sugiere, por lo tanto, relaciones funcionales entre ellos probablemente como resultado de las interacciones entre los procesos de absorción de los nutrientes (Treseder y Vitousek 2001).

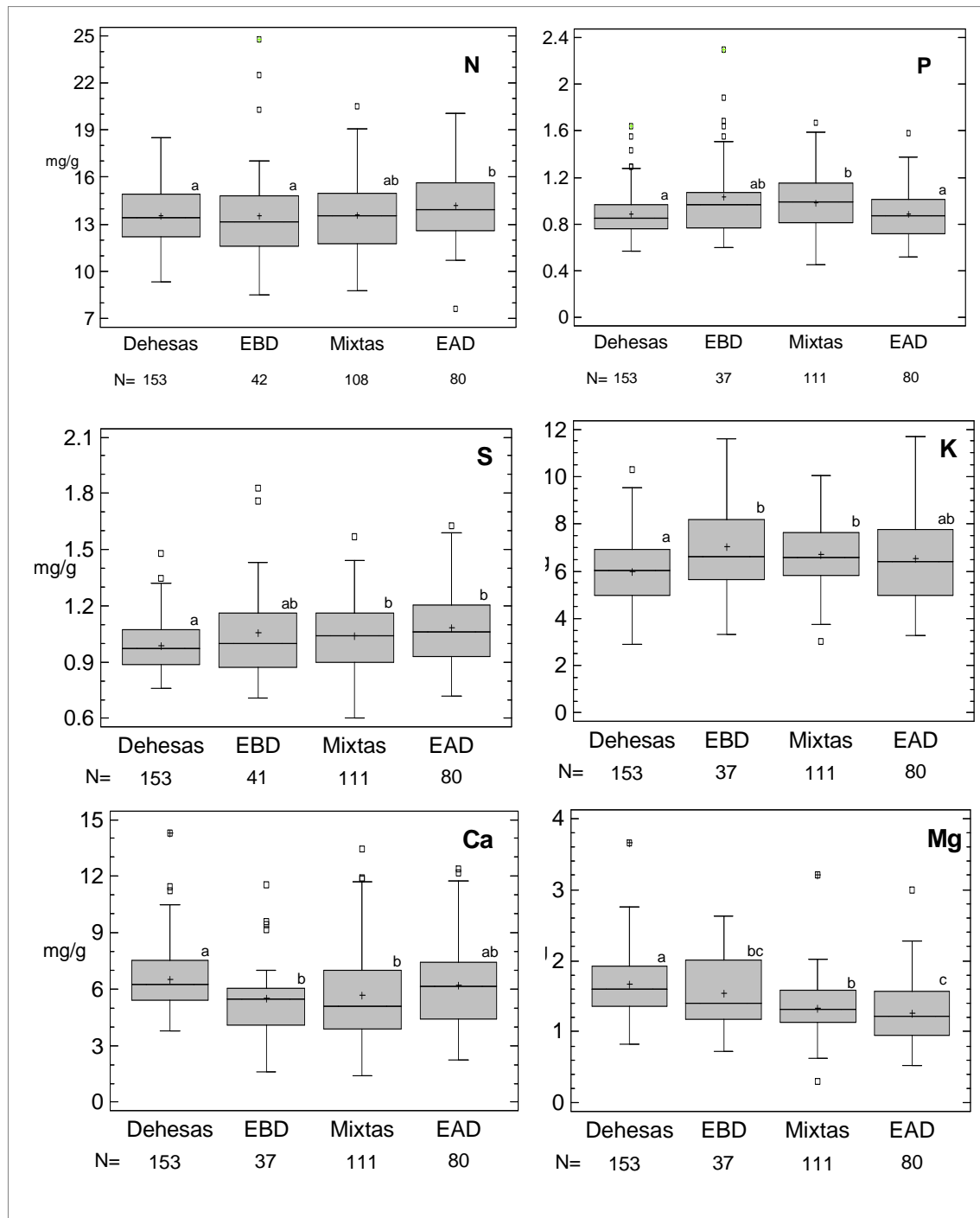
4.4.5. Variabilidad de la concentración de nutrientes foliares según la formación forestal

Con el objeto de estudiar la influencia que sobre las concentraciones foliares de nutrientes tiene la densidad arbórea, (parámetro que a su vez engloba el ámbito climático que condiciona en gran medida el crecimiento de las masas forestales), se ha realizado un análisis anova según el tipo de formación forestal (Fig. 4.4.12). El resultado del análisis no indica en general una elevada influencia de la densidad arbórea en la concentración foliar de nutrientes y sí de las condiciones edafo-climáticas que definen el tipo de formación forestal. Solamente se ha constatado un efecto positivo de la densidad arbórea en los nutrientes relacionados más estrechamente con la materia orgánica como son el N y S. Aunque hay que resaltar que las concentraciones de N han sido muy similares entre las cuatro formaciones forestales, solo destacan los EAD. Este resultado confirma la ausencia de relaciones significativas elevadas de las concentraciones foliares de N y S con el mayor aporte de materia orgánica al suelo.

En el caso concreto de las dehesas, (que son las formaciones de menor densidad arbórea), las concentraciones relativamente elevadas de N y S podrían reflejar el efecto positivo de la temperatura en la actividad biológica de los organismos del suelo, dando lugar por lo tanto a una mayor disponibilidad de nutrientes según Jarvis y Linder (2000). Sin embargo Sardans y Peñuelas (2005) y Sardans et al. (2011) obtuvieron un efecto negativo de la baja disponibilidad de agua en la actividad microbiana del suelo y en la esclerofilia, que puede aumentar en especies esclerófilas como *Q. ilex* a medida que las condiciones ambientales son más áridas según Oliveira et al. (1994) y Sardans et al. (2006), dando lugar a una mayor acumulación de materia orgánica recalcitrante en el suelo según Côté et al. (2002). Este resultado tendría como consecuencia menor disponibilidad de los nutrientes estrechamente relacionados con la materia orgánica como son el N y S, circunstancia que parece no producirse en el caso de las dehesas estudiadas en este trabajo.

La densidad arbórea sin embargo tiene un efecto negativo significativo en las concentraciones foliares de Mg, pero este resultado puede ser una consecuencia indirecta del clima (Tabla 4.4.13) ya que condiciones más áridas pueden estar relacionadas con un aumento del contenido en clorofila.

Figura 4.4.12. Diagramas de cajas y posterior análisis de Kruskal-Wallis de las concentraciones de nitrógeno, fósforo, azufre, calcio y magnesio según el tipo de formación forestal.



En las concentraciones foliares de P no se ha obtenido una influencia significativa de la densidad arbórea, a pesar de que es un nutriente que tiene como fuente principal la materia orgánica, como el N y S. Este resultado podría ser explicado por la influencia de las propiedades ácido-base del suelo en la disponibilidad del P por la planta (Carreira et al. 1997). Las diferencias entre las medianas de P obtenidas en las cuatro formaciones estudiadas son muy bajas dada su escasa movilidad en el suelo, por estrategias de uso eficiente del P mediante mecanismos de retraslocación a diferentes partes de la planta (Domínguez et al. 2010).

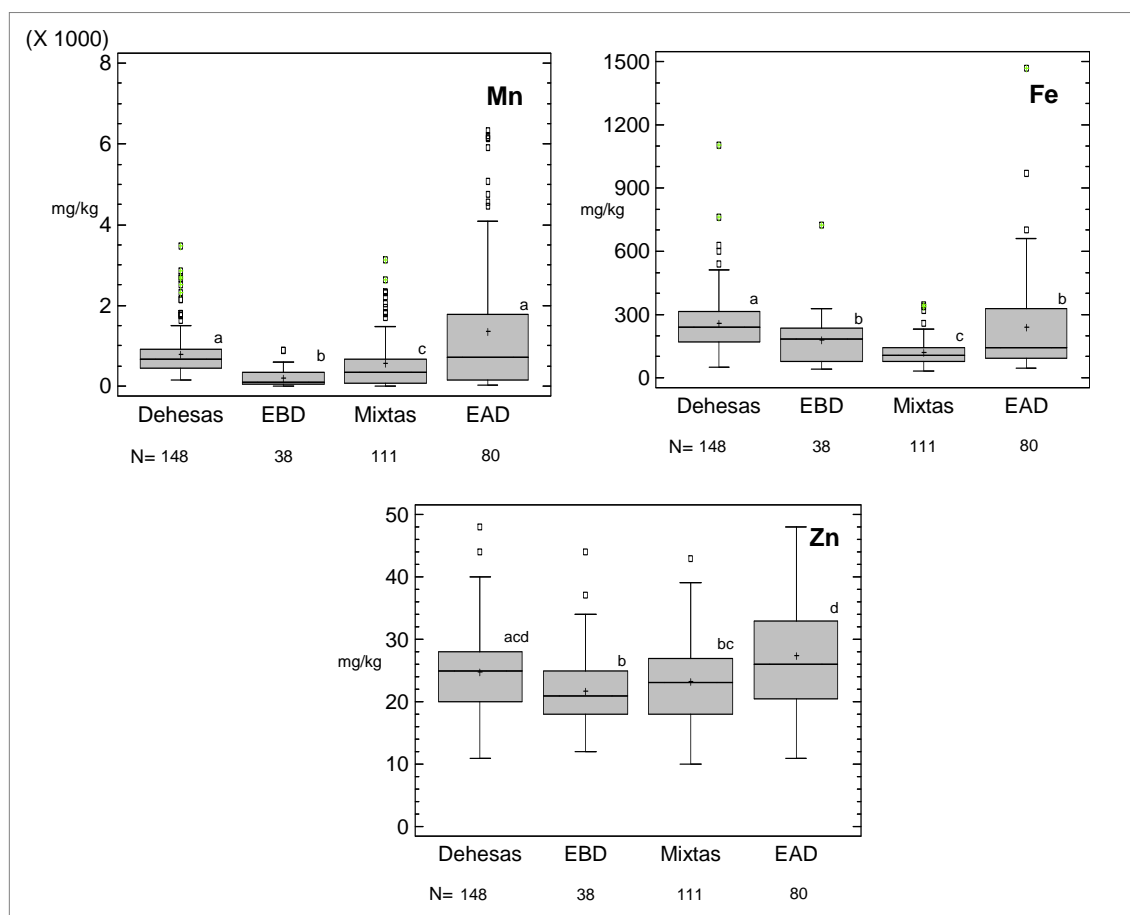
Las concentraciones del resto de los macronutrientes relacionados principalmente con los materiales de partida están en general influidas por las propiedades del suelo que presenten cada formación forestal. Así en el caso del K foliar las dehesas presentan la mediana más baja debido a que condiciones ácidas no favorecen la absorción del K foliar (Tabla 4.4.15), a lo que hay que sumarle el hecho de que suelos arcillosos favorecen la retención de K en el suelo reflejándose en la absorción de dicho elemento por la planta (Tabla 4.4.15); propiedad física que no presenta los suelos de dehesas. Sin embargo en el caso del Ca las propiedades del suelo no se reflejan en las concentraciones del Ca en hoja. Lo que sugiere, que a pesar de la elevada concentración de Ca en suelos con sustratos calcáreos, este no se encuentre disponible para la planta por lo que otros factores pueden influir en su absorción por parte del árbol. Robles et al. (2000) tampoco encontraron en la especie *Q. ilex* influencia del tipo de sustrato en la concentración foliar de Ca y Mg, ya que en suelos calcáreos obtuvo concentraciones foliares de Ca (8.4 mg g^{-1}) y Mg (1.3 mg g^{-1}) inferiores a las obtenidas en sustratos ácidos: Ca: 10.10 mg g^{-1} y Mg: 1.5 mg g^{-1} .

Las concentraciones medias foliares de los micronutrientes Fe y Mn en las cuatro formaciones forestales reflejan el tipo de sustrato y las propiedades del suelo en el que se desarrollan (Fig. 4.4.13).

Las dehesas, desarrolladas principalmente sobre sustratos ácidos (pizarras, granito y esquistos en su mayoría) han presentado la mediana de Fe y Mn foliar significativamente más alta. Lo atribuimos a que son las formaciones que han presentado en la solución del suelo las concentraciones medias de ambos cationes más altas, estando favorecida su disponibilidad por el carácter ácido que presentan sus suelos. Hay que destacar la elevada concentración media de Mn obtenida en los EAD, que se debe a que tres de los puntos pertenecientes a esta formación forestal desarrollados sobre sustratos ácidos presentan elevadas concentraciones de Mn soluble y concentraciones de Mn foliar superior a 3000 mg kg^{-1} .

La densidad arbórea ha influido significativamente en el desarrollo de la masa foliar (Fig. 4.4.14). Sin embargo hay que resaltar la elevada masa foliar obtenida en las dehesas si se compara con la baja fertilidad de sus suelos. Este resultado puede ser debido a que la presencia de arboles aislados alternando con la cubierta herbácea reduce los efectos negativos de la competencia por la luz, el agua y los nutrientes que se produce en encinares más densos produciéndose en dehesas una tasa más elevada de asimilación de CO₂ (Savé et al. 1999; Montero et al. 2004). También por el efecto positivo del microclima (luz, temperatura y disponibilidad de agua) que produce los arboles aislados en la fertilidad del suelo (Gea-Izquierdo et al. 2009a).

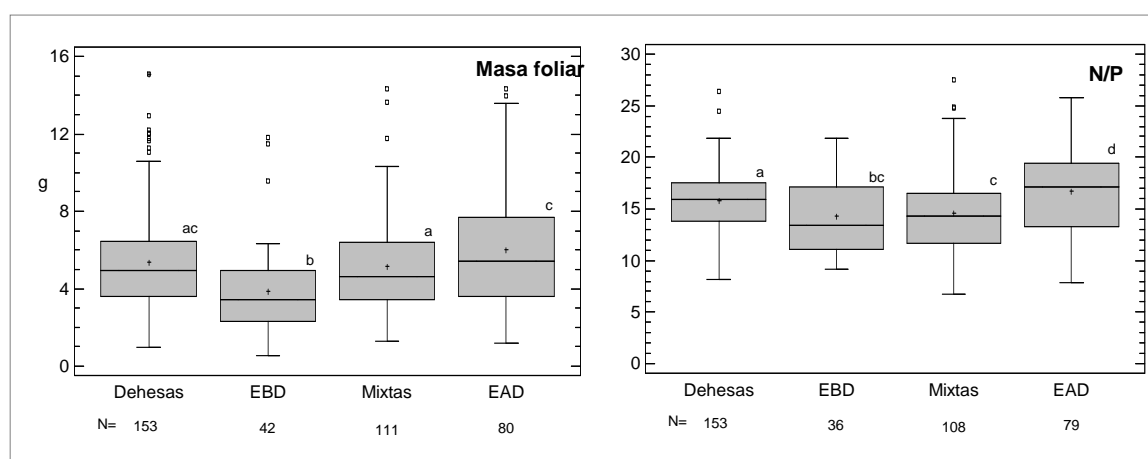
Figura 4.4.13 Diagramas de cajas y posterior análisis de Kruskal-Wallis de las concentraciones de manganeso, hierro y zinc según el tipo de formación forestal



La relación N/P, la cual está también relacionada con el crecimiento y la PPN y que teóricamente tendría que variar menos que las concentraciones absolutas de ambos elementos debido a su estrecha relación metabólica, sin embargo ha presentado diferencias significativas de las medianas entre las cuatro formaciones forestales (Fig. 4.4.14). Este resultado puede reflejar adaptaciones a situaciones nutritivas particulares como citan Canadel y Vilà (1992), las cuales han podido producir en los diferentes

ambientes en los que se desarrollan dichas formaciones. El efecto de la densidad arbórea en la relación N/P ha sido menos acusado que el producido sobre el desarrollo de la masa foliar destacando, como en el caso de la masa foliar, los valores elevados que han presentado las dehesas. Esto puede sugerir estrategias adoptadas por la especie como la traslocación de nutrientes ante condiciones climáticas adversas como las que presentan las dehesas. Aunque también habría que añadir que este valor, relativamente elevado, podría ser debido a una menor disponibilidad de P en los suelos ácidos de dehesas como refleja la baja concentración media de P foliar obtenida en dicha formación (Fig. 4.4.13).

Figura 4.4.14 Diagramas de cajas y posterior análisis de Kruskal-Wallis de la masa de 100 hojas y de la relación N/P según el tipo de formación forestal



4.4.6. Influencia del clima en la concentración de nutrientes en hoja

La influencia del clima en la concentración de nutrientes foliares presenta amplios patrones de variación biogeográficos (Sardans et al. 2011). A escala global en un estudio realizado por Reich y Oleksyn (2004) en diferentes regiones climáticas sobre diferentes comunidades vegetales y numerosas especies arbóreas (1.280 especies) se ha demostrado que con el incremento de la temperatura (en zonas más próximas al ecuador) las concentraciones de N y P foliar disminuyen y la relación N/P aumenta. En ecosistemas mediterráneos el agua es uno de los factores más limitantes (Sadans et al 2011). Junto con el agua Henkin et al. (1998) y Sardans y Peñuelas (2004) apuntan que los nutrientes también puede resultar factores limitantes del desarrollo en dichos ecosistemas. Por ello resulta de interés el estudio de la influencia de índices climáticos como la temperatura y precipitación en la disponibilidad de nutrientes y por lo tanto en su concentración foliar.

Para abordar tal objetivo en este trabajo se ha estudiado la influencia de las variables climáticas: PMA, PMV, TMA, TMV, índice ómbrico y altitud en la concentración foliar de los nutrientes: N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn y Zn así como en la masa foliar y la relación N/P. Esta última se incluye porque según Elser et al. (2003) y Peñuelas y Sardans (2009) señalan su influencia en la velocidad de crecimiento y en la estructura de las comunidades.

La aplicación del ACP al conjunto de las variables climáticas y de las concentraciones foliares de nutrientes muestra que, en general las relaciones entre las variables son intensas recogiendo los tres primeros factores el 63 % de la varianza total (Tabla 4.4.12).

El primer factor explica el 28 % de la varianza total y está relacionado principalmente con las condiciones climáticas del sitio, en especial con las variables térmicas y el índice ómbrico (IO) que es un indicador de la evapotranspiración. Este primer eje refleja la relación negativa de las temperaturas con las variables relacionadas con la PPN (PMA, PMV y altitud) (Fig. 4.4.15). Hay que resaltar la estrecha relación positiva de las temperaturas con la concentración foliar de Mg y en menor grado con la concentración de Fe y Ca (Tabla 4.4.12). Relaciones similares entre PMA y TMA con las concentraciones foliares de macronutrientes han sido obtenidas por Ordoñez et al. (2009) y Sardans et al. (2011) en estudios realizados en diferentes especies forestales desarrolladas bajo clima mediterráneo en el NE de España.

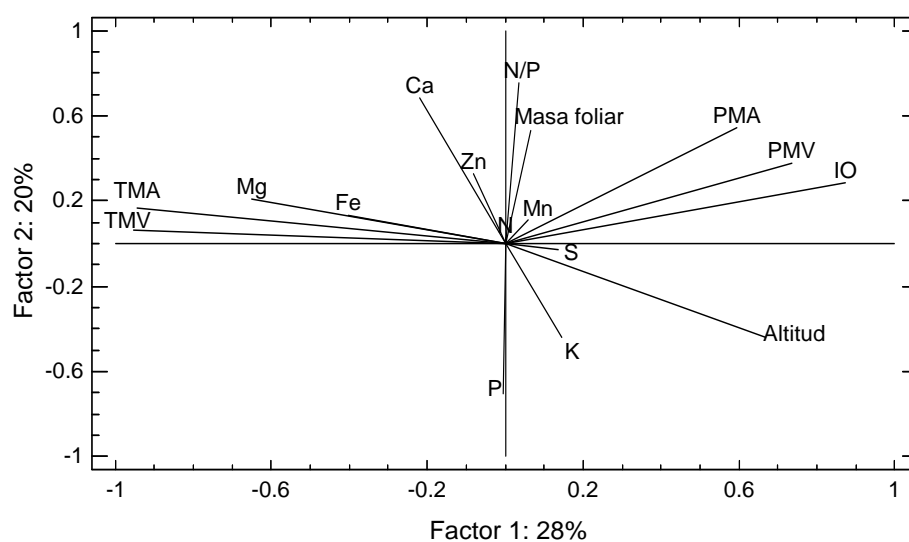
El segundo factor explica el 20 % de la varianza total y está relacionado de forma positiva principalmente con variables que influyen en la PPN como la precipitación media anual, la relación N/P y la masa foliar. Destacando por un lado el elevado peso de la concentración de Ca foliar que puede ser debido a que la capacidad de absorción del Ca por la planta aumenta con la disponibilidad de agua en el suelo (Sardans et al. 2008b) y, por otro, la influencia negativa en las concentraciones foliares de P. La mayor parte de las variables estudiadas están relacionadas positivamente con este segundo eje.

El tercer factor explica una varianza menor (14 %) y está relacionado principalmente con los nutrientes N, P, S y Zn. Los tres primeros nutrientes porque en sus ciclos participan principalmente procesos biológicos y el caso del Zn porque es un elemento que está estrechamente relacionado con la materia orgánica del suelo

Tabla 4.4.12. Cargas de las variables climáticas y las variables determinadas en el material foliar en los tres factores resultantes del ACP llevado a cabo en el conjunto de los datos (n= 103). Se destacan en negrita las cargas que han sido superiores a 0.50.

Parámetro	F1	F 2	F 3
Altitud	0.67	-0.44	-0.01
IO	0.87	0.28	0.02
PMA	0.59	0.55	0.03
PMV	0.74	0.37	0.14
TMA	-0.94	0.17	-0.02
TMV	-0.95	0.07	-0.06
N	0.00	0.03	0.88
P	0.00	-0.70	0.53
S	0.14	-0.03	0.90
K	0.15	-0.44	0.17
Ca	-0.22	0.68	0.15
Mg	-0.65	0.21	0.05
Fe	-0.40	0.13	0.18
Mn	0.06	0.11	0.11
Zn	-0.08	0.33	0.66
N/P	0.04	0.75	0.07
Masa foliar	0.07	0.53	0.31
% Var	28%	20%	14%

Figura 4.4.15. Proyección de las variables medidas en las hojas en el plano constituido por los dos primeros ejes derivados del ACP.



El resultado del ACP refleja el diferente efecto de las variables climáticas sobre las concentraciones de nutrientes foliares dependiendo de los principales procesos (biológicos, geológicos o ambos) implicados en sus ciclos. Así el clima y especialmente las temperaturas parecen influir en la disponibilidad de nutrientes en cuyos ciclos participan principalmente procesos geológicos (Ca, Mg, Fe, Mn y K), sin embargo en el caso de elementos cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos biológicos y dependen más estrechamente de la PPN, (como el N y S), no se observa una influencia del clima en sus concentraciones foliares, lo que sugiere una regulación interna de los mismos por la planta. En el caso de nutrientes en cuyos ciclos intervienen tanto procesos biológicos como geológicos, (como es el caso del P) se observa la influencia tanto del clima como de posibles mecanismos de regulación interna.

Para estudiar las relaciones entre las variables climáticas y las variables foliares se ha realizado un análisis de regresión lineal (Tabla 4.4.13). Se han obtenido relaciones significativas con elevados coeficientes de correlación entre las concentraciones foliares de nutrientes y los índices climáticos estudiados, destacando la influencia positiva de las precipitaciones en la PPN dada la correlación positiva obtenida con la masa foliar y la relación N/P (Tabla 4.4.13).

En el caso del P hay que destacar por un lado que no se ha obtenido ninguna relación significativa entre su concentración y la temperatura, mientras que la relación negativa significativa obtenida con la precipitación media anual y de primavera indicaría un aumento de su concentración foliar con la sequía. Este resultado contrasta con el obtenido por Sardans et al. (2011) en especies bajo clima mediterráneo y con el obtenido por Yuan y Chen (2009) en especies de clima templado, los cuales encontraron relaciones positivas entre el P y la PMA. Sin embargo Sardans y Peñuelas (2007) si encontraron en la especie *Q. ilex* bajo clima mediterráneo un aumento de la concentración de P foliar con la disminución de las precipitaciones, al igual que Sandel et al. (2010) lo obtuvieron sobre especies de clima templado en USA.

El efecto obtenido de la precipitación sobre las concentraciones foliares de P, puede ser debido, entre otros factores, a los siguientes: (1) un uso más eficiente del agua producido por la sequía que regule la absorción del P por la planta tal y como señalan Graciano et al. (2005); (2) una disminución del efecto de dilución (Sabaté y Gracia 1994) producido por un menor desarrollo de la masa foliar como consecuencia de las bajas precipitaciones tal y como se ha constatado en este trabajo al obtener un elevado coeficiente de correlación entre la PMA y la masa de 100 hojas; ó (3) un uso eficiente de la utilización del P en condiciones climáticas adversas a través del mecanismo de

retraslocación mediante el cual se produce la movilización del P desde otras partes de la planta hacia las hojas (Sardans y Peñuelas 2007).

Tabla 4.4.13. Resumen de los resultados obtenidos de los análisis de regresión lineal realizados entre las variables foliares: nitrógeno, azufre, potasio, calcio, magnesio y masa foliar con los parámetros climáticos: altitud, IO, PMA, PMV, TMA y TMV. Solamente se han descrito aquellos análisis en los que se han obtenido un valor de $p < 0.05$.

Parámetros climáticos y altitud	Variable dependiente	R	R ²	F-razón	G.L.	p-valor
IO	<i>Mg foliar</i>	-0.49	24	32.31	102	0.0000
PMA	<i>P foliar</i>	-0.27	7	7.63	100	0.0069
	<i>N/P</i>	0.34	11	12.8	102	0.0005
	<i>Masa 100 hojas</i>	0.34	12	13.12	99	0.0005
PMP	<i>P foliar</i>	-0.20	4	4.00	102	0.0482
PMV	<i>Mg foliar</i>	-0.44	20	24.44	100	0.0000
PMO	<i>N/P</i>	0.25	6	6.95	102	0.0097
	<i>Masa 100 hojas</i>	0.33	11	11.6	99	0.0010
TMA	<i>K foliar</i>	-0.27	8	8.09	100	0.0054
	<i>Ca foliar</i>	0.30	9	10.17	101	0.0019
	<i>Mg foliar</i>	0.57	33	48.56	100	0.0000
TMV	<i>K foliar</i>	-0.23	5	5.63	100	0.0196
	<i>Ca foliar</i>	0.28	8	8.48	100	0.0044
	<i>Mg foliar</i>	0.58	34	50.37	100	0.0000
Altitud	<i>K foliar</i>	0.24	6	6.14	100	0.0149
	<i>Ca foliar</i>	-0.33	11	11.71	100	0.0009
	<i>Mg foliar</i>	-0.33	11	12.42	100	0.0006
	<i>N/P</i>	-0.20	4	4.32	102	0.0402
	<i>Masa 100 hojas</i>	-0.21	4	4.51	99	0.0362

En las concentraciones foliares de K no han influido las precipitaciones pero si de forma negativa las temperaturas. Este resultado es similar al obtenido por Sardans et al. (2011) en especies de clima mediterráneo. El efecto negativo de la temperatura puede ser debido a que el K en el suelo se encuentra principalmente en los minerales del suelo, (especialmente en los silicatos) y un incremento de la temperatura unido a la baja disponibilidad de agua puede producir una reducción de la solubilidad y de la

meteorización de dichos minerales (Oliveira et al. 2004; Sardans y Peñuelas 2007). A la vez una disminución de la actividad enzimática en el suelo (Sardans y Peñuelas 2005) daría lugar a una menor disponibilidad del K en el suelo que puede tener como consecuencia una disminución de la resistencia del árbol a la sequía para Bergmann (1992). El efecto negativo de la temperatura en las concentraciones de K en hoja podría acentuarse en el caso de las formaciones de dehesas estudiadas en este trabajo al desarrollarse la mayor parte de ellas en suelos de carácter ácido donde la disponibilidad del K es más baja. Este resultado lo confirma el hecho de que los puntos con las concentraciones foliares más bajas de K han correspondido en su mayoría a dehesas.

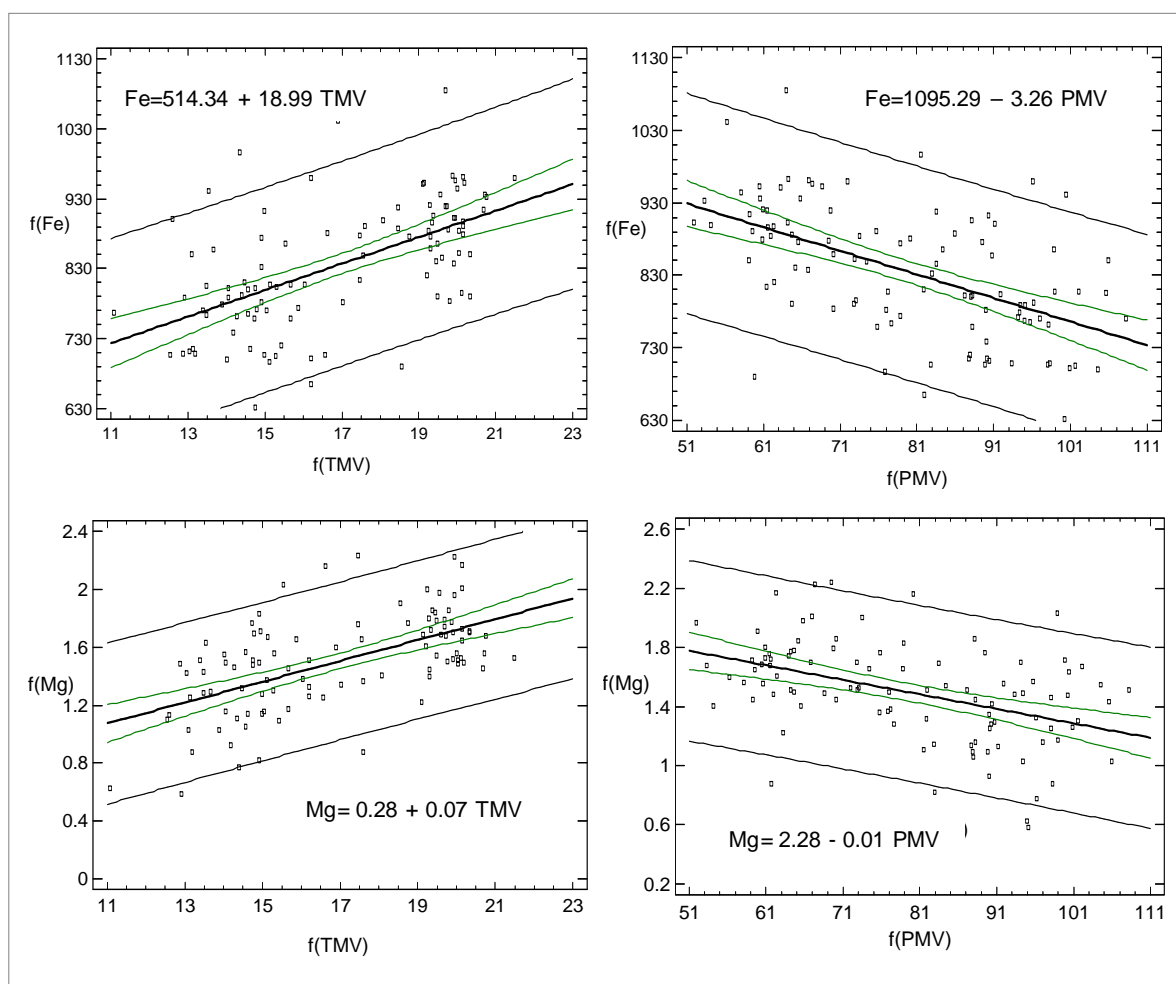
Las concentraciones de Ca foliar están relacionadas positivamente con las temperaturas, resultado coincidente con el obtenido por Sardans et al. (2011). Potocic et al. 2005 y Sardans et al (2008b) han obtenido una relación positiva entre las concentraciones de Ca foliar y las precipitaciones, coincidiendo con los resultados obtenidos por nosotros (Tabla 4.4.12); no obstante dicha relación no ha sido significativa en los análisis de regresión lineal realizados. El incremento de la concentración foliar de Ca con la temperatura puede reflejar el hecho de que en la especie *Q. ilex* la baja disponibilidad de agua, acentuada por temperaturas elevadas, produce un incremento de la concentración de Ca en sus raíces (Stefan y Gabler 1998; Sardans et al. 2008b). Esto es muy plausible en el caso de los suelos estudiados, que son en una elevada proporción de carácter ácido, lo que favorecería la absorción del Ca por la planta. También puede ser consecuencia de que las zonas caracterizadas por estas condiciones climáticas corresponden principalmente a los ecosistemas de dehesas que presentan suelos de carácter ácido en los cuales se favorece la absorción del Ca por el árbol (Tabla 4.4.18).

El Mg ha sido el elemento más afectado por las temperaturas y las precipitaciones, así como por el índice ómbrico (Fig. 4.4.16). La concentración foliar de Mg aumenta con el incremento de las temperaturas, lo que puede tener un efecto positivo en la capacidad fotosintética de la planta, mientras disminuye con el aumento de las precipitaciones durante el periodo estival (y en menor medida con la precipitación en primavera). Relaciones similares entre Mg foliar con la PMA y la TMA han sido obtenidas por Sardans et al. (2011) en especies forestales bajo clima mediterráneo.

El efecto positivo de las temperaturas en la concentración foliar de Mg puede ser debido a un aumento del Mg disponible para la planta porque según Sardans et al. (2008b) condiciones de aridez dan lugar a un aumento de la concentración de Mg soluble en el suelo. Este resultado podría reflejar el obtenido por Lukac et al. (2010) que constataron un aumento de la absorción del Mg^{2+} y del Ca^{2+} con el aumento de CO_2 en

parcelas experimentales de Nogal. También podría ser consecuencia de una estrategia funcional de la especie que beneficiándose de los periodos lluviosos mantenga concentraciones foliares de Mg elevadas para garantizar en periodos de sequía la capacidad productiva y metabólica del árbol (Sardans et al. 2011). A lo anterior habría que añadir que el aumento de la concentración foliar de Mg con el incremento de las temperaturas acompañado de bajas precipitaciones, puede ser debido a un efecto de concentración producido por la disminución de la masa foliar, tal y como encontraron Sardans et al. (2008b). La disminución de la concentración de Mg foliar con el aumento de las precipitaciones durante el periodo estival puede ser debido al efecto de dilución producido por el aumento del desarrollo de la masa foliar.

Figura 4.4.16. Análisis de regresión lineal entre las concentraciones foliares de nutrientes y los parámetros climáticos que han tenido mayor nivel de significancia ($R^2 > 20$).



La relación N/P en las hojas de *Q. ilex* aumenta con la precipitación media anual, variable que va a favorecer la producción primaria y cuya tasa de crecimiento depende de

la relación N/P. En la bibliografía se han encontrado resultados contradictorios sobre los efectos de los índices climáticos en la relación N/P. Así Sardans et al. (2011) no encontraron relaciones significativas de la relación N/P con la PMA, pero si la encontraron con la TMA en especies bajo clima mediterráneo. En zonas de clima tropical Townsend et al. (2007) y en zonas de clima templado Han et al. (2005) tampoco encontraron relaciones de N/P con la PMA, lo que sugiere que la relación N/P pueda estar influenciada por diferentes estrategias utilizadas por los organismos para lograr el equilibrio óptimo bajo diferentes condiciones climáticas (Sardans et al. 2005, 2011; Sardans y Peñuelas 2007).

El desarrollo de la masa foliar aumenta con las precipitaciones, especialmente con la PMA y con la PMO, resultado que refleja el efecto positivo de la lluvia en el incremento del contenido de agua en el suelo, así como en la conductancia estomática contribuyendo a producir mayor masa foliar (Sabaté et al. 2002). Hay que destacar que sobre el desarrollo de la masa foliar las lluvias producidas durante la época otoñal ejercen un efecto más positivo que las producidas en primavera.

La ausencia de correlaciones significativas entre las concentraciones foliares de N y S con los parámetros climáticos, (en especial con las temperaturas), se interpreta como que un aumento de las temperaturas estimularía la descomposición de la materia orgánica y la mineralización de los nutrientes en el suelo, que a su vez favorecería su disponibilidad y por lo tanto su absorción por la planta (Jarvis y Linder 2000; Sardans et al. 2008c). Esta circunstancia no se ha constatado en el caso de los puntos estudiados de encina, lo que confirma el hecho de que las respuestas a los cambios en las condiciones climáticas, especialmente en el ciclo del N, varía en función del tipo de ecosistema (Beier et al. 2008; Lukac et al. 2010).

Dentro de los micronutrientes, el Fe ha presentado las relaciones más significativas con los índices climáticos, de tal manera que las concentraciones foliares de Fe aumentan con la temperatura y disminuyen con la precipitación, especialmente durante el periodo estival (Tabla 4.4.14). El aumento de las concentraciones foliares de Fe con la temperatura, puede ser debido a que condiciones de aridez dan lugar a un incremento de las concentraciones de Fe en las raíces, este incremento según Sardans et al. (2008b) ha resultado de un 140 % en el caso de la especie *Q. ilex*, lo que daría lugar a un incremento del Fe soluble en el suelo, encontrándose altamente disponible en los suelos estudiados en este trabajo debido al carácter ácido de la mayor parte de los mismos. Sin embargo en parcelas experimentales de *Q. ilex* y otras especies forestales Sardans et al. (2008a) observaron el efecto contrario.

Tabla 4.4.14. Resumen de los resultados obtenidos de los análisis de regresión lineal realizados entre las variables foliares: hierro, manganeso y zinc con los parámetros climáticos: altitud, IO, PMA, PMV, TMA y TMV. Solamente se han descrito aquellos análisis en los que se han obtenido un valor de $p < 0.05$.

	Variable dependiente	R	R²	F-razón	G.L.	p-valor
<i>Parámetros climáticos</i>						
<i>Fe foliar</i>						
Altitud		-0.41	17	11.05	101	0.0013
PMV		-0.55	30	42.59	100	0.0000
PMP		-0.20	4	4.31	102	0.0404
TMA		0.54	30	41.11	99	0.0000
TMV		0.62	39	61.11	98	0.0000
IO		-0.42	18	22.15	102	0.0002
<i>Mn foliar</i>						
Altitud		-0.41	17	20.15	102	0.0000
IO		0.22	5	5.25	102	0.0240
PMO		0.24	6	6.34	101	0.0134
TMA		0.33	11	12.27	101	0.0007
TMV		0.22	5	5.22	101	0.0244
<i>Zn foliar</i>						
PMA		0.22	5	5.00	102	0.0275

Las relaciones obtenidas entre las concentraciones foliares de Fe y el clima podrían ser en parte debidas a un efecto indirecto, debido a que la mayor parte de los suelos ácidos se incluyen en grupo de las dehesas que presentan la TMA y TMV más elevada junto con la PMV más baja. Este último hecho también explicaría la relación negativa encontrada del Fe con la PMV y en menor medida con la PMP. Finalmente también hay que tener en cuenta un posible efecto de dilución producido por el aumento de la biomasa foliar al incrementar las precipitaciones, especialmente durante el periodo estival.

El efecto del clima en las concentraciones foliares de Mn es menor que en el caso del Fe y está condicionado principalmente por las propiedades químicas del suelo, de las que depende en gran medida la disponibilidad de dicho elemento por el árbol. En el caso del Zn se ha obtenido una relación positiva con la PMA, que se explica por la estrecha relación del Zn con la materia orgánica y el efecto positivo que la PMA tiene sobre la producción primaria.

4.4.7. Relaciones entre las concentraciones foliares de nutrientes y los parámetros físico-químicos del suelo

La relación entre el estado nutritivo de la planta y las propiedades del suelo, han sido ampliamente estudiadas en ecosistemas forestales entre otros por Attiwill y Adams (1993); Landmann et al. (1995), Mèrillà y Derome (2008) y Ladanai et al. (2010). La transferencia de nutrientes desde la plantas al suelo se produce principalmente mediante el desfronde y el flujo a través de las hojas, ramas y tronco (Mengel y Kirkby 2001), completándose con la descomposición de los restos orgánicos por la acción de los microorganismos del suelo (Sariyildiz y Anderson 2005).

En el otro sentido, la pérdida de nutrientes en el suelo se produce por la absorción de los mismos por la vegetación y mediante el lixiviado a través del perfil del suelo. Por ello, el estado nutritivo de la planta teóricamente debe estar relacionado con la composición química del suelo, la cual va a depender de factores biológicos (actividad microbiana, distribución radicular ó competitividad entre otros), factores físico-químicos (aireación, humedad del suelo, interacción entre los componentes órgano-minerales o propiedades ácido-base entre otros) ó factores climáticos. Todos estos factores influyen en el suministro de nutrientes y en la disponibilidad de los mismos por la planta. En el caso de ecosistemas mediterráneos en los que además de la disponibilidad del agua, los nutrientes también pueden ser elementos limitantes de la producción primaria, el estudio de las relaciones entre el estado nutricional de la planta y la disponibilidad de nutrientes resulta de especial interés.

Con el objeto de estudiar las posibles interacciones entre los ciclos de elementos en las formaciones de encina, se ha realizado un estudio comparativo entre diferentes componentes de los ecosistemas dominados por la especie *Q. ilex*: foliar, capa orgánica, suelo y solución del suelo. Para ello se ha realizado un análisis de correlación entre las variables foliares y los parámetros físico-químicos del suelo en el horizonte superficial del suelo (0-10 cm), un análisis de correlación entre las variables foliares y los contenidos totales de nutrientes en la capa orgánica del suelo que representaría la reserva potencial de nutrientes; y finalmente un análisis de correlación entre las variables foliares y la concentración iónica de los elementos solubles, que teóricamente estarían relacionados más estrechamente con el estado nutritivo de la planta que en el caso de la capa orgánica.

Concentración foliar vs parámetros físico-químicos del suelo

El resultado del análisis de correlación realizado entre la concentración foliar de nutrientes y los parámetros físico-químicos del suelo estudiados en la capa de 0-10 cm (Tabla 4.4.15) ha constatado la importancia del pH en la biodisponibilidad de los cationes ácidos Fe y Mn y del catión básico K. La solubilidad del Fe y Mn disminuye en suelos de carácter básico, lo que se refleja en concentraciones más bajas de dichos elementos en hoja. El efecto contrario se ha constatado para las concentraciones foliares de K. No se ha obtenido ninguna relación significativa del pH con las concentraciones de Ca y Mg foliar, resultado este último que también ha sido obtenido por UN/ECE (2001) en coníferas estudiadas a nivel europeo. Ladanaï et al. (2010) obtuvieron para especies del género *Picea* elevadas correlaciones entre el Ca foliar y el pH del humus del suelo mientras que no obtuvo ninguna relación para especies del género *Pinus*.

Los parámetros físicos de suelo han presentando escasas relaciones con las concentraciones foliares de nutrientes. Solo la arcilla ha presentado una correlación positiva significativa con la concentración foliar de K debido a que los suelos arcillosos retienen más K en el suelo evitando su pérdida por lavado y favoreciendo por tanto la acumulación del mismo en el suelo. Domínguez et al. (2010) tampoco han encontrado, en suelos mediterráneos relaciones entre la textura y la concentración foliar de nutrientes

El aumento del contenido total de N, del contenido de materia orgánica y de los “stocks” de carbono orgánico en el suelo produce, como cabría esperar, un aumento de las concentraciones foliares de N, S y Zn, elementos que están estrechamente relacionados con la materia orgánica.

Tabla 4.4.15. Matriz de coeficientes de correlación de Pearson entre la concentración foliar de nutrientes y los parámetros físico-químicos en la capa 0-10 cm. N=97. (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

	N	P	S	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn
pH (H ₂ O)	-0.11	0.06	0.18	0.31**	0.07	-0.18	-0.24*	-0.44***	0.05
CaCO ₃ (%)	-0.13	-0.05	0.04	0.10	0.04	0.06	-0.17	-0.29**	0.03
N _{tot} (mg g ⁻¹)	0.22*	0.13	0.37***	0.12	0.07	-0.19	-0.09	0.01	0.27**
MO (%)	0.21*	0.01	0.35***	0.14	-0.02	-0.23*	-0.12	0.11	0.23*
COSS (kg m ⁻²)	0.34***	0.01	0.35***	0.10	-0.04	-0.29**	-0.07	0.19	0.21*
Arcilla (%)	-0.10	0.01	0.02	0.20*	-0.08	-0.17	-0.19	-0.16	0.02
Gruesos (%)	-0.16	0.04	0.02	0.01	0.06	0.07	-0.04	-0.10	0.12
DA (g cm ⁻³)	-0.08	-0.11	-0.08	-0.23*	0.14	0.10	0.18	0.06	-0.03

Concentración foliar vs composición química de la capa orgánica del suelo

La fracción foliar constituye la mayor parte del desfronde total que cae al suelo (Martín et al. 1996; De la Cruz et al. 2009; Andivia et al. 2010). Por esta razón las concentraciones foliares de nutrientes y la composición química de la capa orgánica deberían estar interrelacionadas. En el caso de la especie *Q. ilex* el análisis de correlación realizado entre la concentración foliar de nutrientes y los contenidos de los respectivos nutrientes en la capa orgánica (Tabla 4.4.16) muestran un elevado coeficiente de correlación para aquellos nutrientes cuyos ciclos están relacionados principalmente con procesos geológicos como son el Fe, Mn y Mg, destacando el elevado coeficiente de correlación entre el Mn foliar y el Mn de la capa orgánica ($R=0.74$).

Dentro de los nutrientes cuyos ciclos están relacionados principalmente con procesos biológicos solo se han encontrado correlaciones significativas entre las concentraciones de N foliar y los contenidos totales de N y P en la capa orgánica siendo no obstante muy bajos los coeficientes de relación obtenidos. Las relaciones obtenidas con el P orgánico pueden ser debidas a la estrecha relación de ambos nutrientes con la materia orgánica. También hay que destacar que las concentraciones foliares de Ca y Zn aumentan con los contenidos totales de K y Fe en la capa orgánica.

Tabla 4.4.16. Matriz de coeficientes de correlación de Pearson entre la concentración foliar de nutrientes y sus respectivos contenidos totales en la capa orgánica. N=76. (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

	N _f	P _f	S _f	Ca _f	Mg _f	K _f	Fe _f	Mn _f	Zn _f
O-N _{tot}	0.23*	0.21	0.15	-0.05	-0.12	0.05	-0.10	-0.17	-0.21
O-P _{tot}	0.26*	0.22	0.19	0.07	0.10	0.00	0.20	-0.04	-0.01
O-Ca _{tot}	-0.08	-0.07	-0.03	0.15	-0.09	0.20	-0.24 *	-0.41***	0.06
O-Mg _{tot}	0.21	0.09	0.27*	0.12	0.51***	-0.01	0.14	-0.11	0.22
O-K _{tot}	0.19	0.00	0.15	0.24*	0.11	0.05	0.26*	-0.04	0.36**
O-Fe _{tot}	0.10	-0.23*	0.11	0.29*	0.17	-0.25*	0.42***	0.57***	0.43***
O-Mn _{tot}	0.11	-0.08	0.03	0.03	0.01	-0.31**	0.21	0.74***	0.09
O-Zn _{tot}	0.18	0.01	0.01	-0.01	-0.05	-0.12	0.08	0.14	0.07

La ausencia de relaciones significativas de las concentraciones de P foliar ó muy bajas en el caso del N foliar, con sus respectivos contenidos en la capa orgánica, podrían ser explicadas por el hecho de que son nutrientes que, con mayor frecuencia, suelen ser limitantes de la producción primaria, por lo que sus concentraciones normalmente están más reguladas por procesos de control interno para un uso eficiente de los mismos por la planta (Canadell y Vilà 1992). Uno de los procesos utilizados es la retraslocación de nutrientes (McGroddy et al. 2004) que se produce antes de la senescencia de la hoja y que parece ser más eficiente cuanto más limitante sea el nutriente. Además en los puntos de encina estudiados, la baja relación obtenida en el caso del N entre el componente orgánico y foliar no podría ser atribuida a las entradas de N atmosférico, ya que las concentraciones foliares de N obtenidas en este trabajo, sugieren que los aportes atmosféricos sean bajos, al contrario de lo que sucede en países de centro Europa en especies de coníferas (Augustin et al. 2005; Jonard et al. 2009).

Las concentraciones de Ca foliar tampoco ha presentado relaciones significativas con sus contenidos en la capa orgánica, resultado inesperado porque el Ca es un catión básico esencial en el suelo y un nutriente de escasa movilidad que se encuentra unido fuertemente a las estructuras celulares, acumulándose en las hojas a lo largo de la longevidad foliar.

También habría que tener en cuenta que la ausencia de relaciones significativas entre el componente orgánico y el foliar en el caso del P y del Zn (ó muy bajas en el caso del N foliar), elementos unidos estrechamente a la materia orgánica del suelo, podrían ser parcialmente atribuidas al muestreo realizado, ya que las capas orgánicas se muestrearon fuera del área de influencia de la copa de los árboles.

Se han seleccionado aquellos elementos que han presentado mayor coeficiente de correlación entre las concentraciones foliares y sus respectivos contenidos totales en la capa orgánica. Con ellos se ha realizado un análisis de regresión simple para poder establecer que variabilidad de las concentraciones foliares de dichos nutrientes es explicada por la composición química del compartimento orgánico del suelo (Tabla 4.4.17). El Mn ha sido el elemento que mayor porcentaje de variabilidad en sus concentraciones foliares (65 %) ha sido explicado por sus respectivos contenidos en la capa orgánica.

Tabla 4.4.17. Modelos de regresión lineal para la especie *Q. ilex* (n= 75). Las variables dependientes son la media de las concentraciones foliares de nutrientes analizadas en los cuatro árboles muestreados por punto. Las variables independientes son los contenidos totales de los nutrientes analizados en la capa orgánica.

	Variable independiente	R	R ²	F-razón	G.L.	p-valor
Mg foliar	O-Mg _{tot} (g kg ⁻¹)	0.46	21	19.25	74	0.0000
Fe foliar	O-Fe _{tot} (mg kg ⁻¹)	0.41	17	15.39	75	0.0002
Mn foliar	O-Mn _{tot} (mg kg ⁻¹)	0.81	65	129.4	75	0.0000

Los resultados encontrados en la bibliografía sobre la relación de la concentración de nutrientes en hoja con sus contenidos en la capa orgánica han sido contradictorios. Ladani et al. (2010) en coníferas no han encontrado relaciones elevadas entre los nutrientes foliares controlados por procesos biológicos y si en el caso del Mn. Otros solo han encontrado relaciones para el P y Mn (Wood et al. 2006), mientras que Merilä y Derome (2008) obtuvieron en coníferas bajo clima boreal relaciones elevadas para el N, S, Mg, Ca, Mn y Zn y no obtuvieron relaciones significativas para el K y P, resultados que confirman la importancia del control interno de la planta en la absorción de nutrientes.

Concentración foliar vs concentración iónica de la solución del suelo

El estudio de la concentración iónica de la solución del suelo en la capa mineral superficial muestreada por debajo de la capa orgánica puede ser utilizada como indicador de la disponibilidad de nutrientes. Teóricamente debería estar mejor relacionada con el estado nutritivo de la planta que la capa orgánica.

Se ha realizado un análisis de correlación entre la concentración foliar de nutrientes y su concentración iónica en la solución del suelo separando los puntos de encina situados en suelos de carácter ácido de los situados en suelos de carácter básico, dada la influencia de las propiedades acido-base en la disponibilidad de nutrientes (Tabla 4.4.18).

En general, el número de relaciones significativas obtenidas entre los nutrientes analizados en ambos compartimentos han sido inferiores a lo que cabría esperar, tanto en encinas desarrolladas sobre suelos ácidos como básicos. La biodisponibilidad de los nutrientes, sin embargo, parece estar favorecida en el caso de suelos ácidos, destacando los iones sulfatos, calcio y magnesio que se encuentran más disponibles en suelos con pH ácido, como se constata por el mayor número de relaciones significativas obtenidas de estos elementos con las concentraciones foliares de nutrientes.

Las concentraciones de N foliar están significativamente relacionadas de forma positiva con la forma inorgánica NO_3^- en suelos de pH ácido pero no con la forma NH_4^+ , lo que indica el predominio de la forma inorgánica NO_3^- en los suelos de encina estudiados. Esto sugiere que en dichos puntos se den condiciones favorables para que tenga lugar el proceso de nitrificación. También se ha obtenido un efecto positivo en las concentraciones de N foliar con el incremento de los cationes básicos, especialmente con las concentraciones de K^+ en la solución del suelo, pero solamente en suelos de carácter ácido. El azufre aumenta significativamente sus concentraciones en hoja con el incremento de las concentraciones de los iones SO_4^{2-} , tanto en medio ácido como básico. En el caso del N foliar el aumento de las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} en medio ácido también favorecen la concentraciones foliares de S.

Tabla 4.4.18. Matriz de coeficientes de correlación de Pearson entre la concentración foliar de nutrientes y la concentración de elementos solubles de la capa 0-10 cm, separando suelos ácidos (n=63) y suelos básicos (n=32). (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

		N _f	S _f	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn
NH ₄ ⁺	Acido	0.19	0.13	-0.16	-0.20	0.20	0.16	-0.06	0.51***	0.18
	Básico	-0.06	-0.13	0.01	0.08	-0.11	-0.05	0.01	0.24	0.11
NO ₃ ⁻	Acido	0.31*	0.08	0.21	0.23	0.05	0.10	-0.11	-0.14	0.11
	Básico	0.29	0.09	0.01	-0.13	0.12	0.08	0.03	-0.04	-0.17
SO ₄ ⁻	Acido	0.22	0.25*	-0.22	-0.03	0.24	-0.03	-0.04	0.60***	0.22
	Básico	0.24	0.32*	-0.20	-0.12	0.07	-0.01	0.18	0.12	0.23
K ⁺	Acido	0.40**	0.18	-0.04	0.10	0.07	0.17	-0.01	0.14	0.20
	Básico	0.03	0.00	0.15	-0.06	0.13	0.21	0.13	0.35*	0.12
Ca ²⁺	Acido	0.28*	0.34**	-0.10	0.13	0.34**	-0.10	-0.11	0.41**	0.35**
	Básico	0.03	0.26	-0.22	0.01	-0.05	-0.12	0.10	-0.03	0.37*
Mg ²⁺	Acido	0.28*	0.30*	-0.12	-0.04	0.27*	0.01	0.01	0.54***	0.40**
	Básico	0.17	0.33*	-0.23	-0.16	0.09	0.41*	0.36*	0.21	0.29
Fe ³⁺	Acido	0.01	-0.13	-0.18	-0.28*	-0.01	0.17	0.16	0.01	-0.19
	Básico	0.13	0.06	-0.03	-0.12	-0.01	-0.28	0.01	0.64***	-0.01
Mn ²⁺	Acido	0.14	0.16	-0.18	-0.27*	0.06	0.05	0.05	0.82***	0.24
	Básico	0.11	0.18	-0.04	-0.06	-0.12	-0.37*	0.08	0.42**	0.20
Al ³⁺	Acido	0.04	-0.26	-0.09	-0.24	-0.09	-0.12	0.11	0.20	-0.15
	Básico	0.27	0.16	0.06	-0.11	-0.06	-0.31	0.20	0.64***	0.06

El nutriente foliar que ha presentado mayor número de relaciones, (y más significativas), con los solubles presentes en el suelo ha sido el Mn, obteniendo la mayor parte de las mismas en suelos de carácter ácido, lo que se atribuye a la elevada movilidad del Mn y a su mayor solubilidad a pH ácido. En dichos suelos se han constatado relaciones positivas del Mn foliar con las concentraciones de NH₄⁺, SO₄⁻, Ca²⁺, Mg²⁺ y Mn²⁺ destacando el elevado coeficiente de correlación obtenido con el Mn soluble (R=0.82). Estas relaciones pueden ser debidas a que los cationes básicos se encuentren unidos a los sulfatos formando diferentes compuestos (sulfato cálcico, sulfato magnésico, sulfato amónico y sulfato de manganeso), siendo los sulfatos más solubles en medio ácido. Las elevadas correlaciones positivas obtenidas entre las concentraciones de Mn foliar y las concentraciones de los cationes ácidos Fe³⁺ y Al³⁺ en los suelos de carácter básico explicaría porque concentraciones elevadas de estos cationes darían lugar a

condiciones de acidez que favorecerían la disponibilidad del Mn. Sin embargo, resulta sorprendente la ausencia de relaciones significativas entre las concentraciones foliares de Fe con los elementos solubles, especialmente en suelos de carácter ácido, puesto que el Fe al igual que el Mn son elementos cuya solubilidad aumenta en condiciones ácidas, lo que sugiere la influencia de otros factores en la absorción del Fe por el árbol y por lo tanto en sus concentraciones en hoja.

El aumento de las concentraciones de Mg^{2+} soluble en suelos básicos incrementan, como cabría esperar, las concentraciones del Mg en hoja. No se ha obtenido ninguna relación significativa entre el Ca foliar y el Ca soluble en los suelos de carácter básico. Si se ha obtenido en el caso de suelos ácidos debido a los efectos antagónicos y sinérgicos que produce la regulación de la absorción del ion Ca^{2+} por la planta que hacen, por un lado, que bajas concentraciones de Ca^{2+} en el suelo aumenten su absorción por la planta, (efecto estabilizador que el calcio tiene sobre la membrana el cual produce un aumento del metabolismo respiratorio, de la actividad sintética y del transporte electrónico, Bergmann 1992). Por otro lado, elevadas concentraciones de Ca podrían dar lugar a una saturación de Ca en la zona radicular y en los coloides del suelo e inhibir la absorción del mismo por la planta (Bergmann 1992). A lo anterior habría que añadir que en suelos forestales con pH ácido el catión Ca^{2+} puede ser liberado a la solución del suelo aumentando a corto plazo su disponibilidad para la planta (Rehfuess 1989; Likens et al. 1996).

También habría que resaltar que un aumento de las concentraciones de Al^{3+} soluble en suelos ácidos no ha producido efectos significativos negativos en las concentraciones foliares de los nutrientes.

No se han obtenido relaciones significativas entre el P foliar y las concentraciones de solubles, resultado que puede ser debido a que el P es un elemento de escasa movilidad en el suelo (Mengel y Kirkby 2001), el cual tiende a fijarse fuertemente a la superficie de los coloides (Calvo de Anta 1992). El P foliar presenta coeficientes de correlación negativos con la mayoría de los solubles, en especial en suelos de carácter ácido, lo que podría reflejar la disminución de la disponibilidad del P en esos suelos debido a un incremento de la capacidad de adsorción y a un descenso de la velocidad de mineralización del fósforo orgánico en medios ácidos (Carreira et al. 1997; Domínguez et al. 2010).

Las concentraciones de los elementos solubles en la solución del suelo podrían actuar como indicadores de la disponibilidad de nutrientes. Para dicho estudio se ha

realizado un análisis de modelos lineales generalizados (Tabla 4.4.19) obteniéndose solamente una covarianza significativa de la disponibilidad de nutrientes con sus respectivas concentraciones foliares en el caso del NO_3^- , SO_4^{2-} , Fe^{3+} y Mn^{2+} . Los dos primeros elementos explican muy poca varianza, así el NO_3^- explica solamente el 5 % de la varianza del N foliar y el SO_4^{2-} el 8 % de la varianza del S foliar, mientras que los cationes ácidos solubles explican mayor variabilidad en sus correspondientes concentraciones foliares. Así destacan el Mn^{2+} que explica el 44 % de la varianza del Mn foliar, mientras que las formas de N inorgánico explican solo el 5.2 % de la varianza del N foliar.

Tabla 4.4.19. Estadístico F y varianza obtenida para el efecto de la concentración iónica de elementos solubles en la concentración foliar de los respectivos elementos en la especie *Q. ilex*. N es el nº de correlaciones obtenidas para cada variable.

	Solución suelo	N	F	R ²	p
<i>N foliar</i>	NH_4^+	100	0.37	0.37	0.5455
	NO_3^-	100	5.06	4.86	0.0267
<i>S foliar</i>	SO_4^{2-}	97	6.39	6.24	0.0131
<i>P foliar</i>	PO_4^{2-}	97	0.01	0.01	0.9226
<i>K foliar</i>	K^+	101	0.41	0.41	0.5231
<i>Ca foliar</i>	Ca^{2+}	100	1.73	1.72	0.1911
<i>Mg foliar</i>	Mg^{2+}	101	0.01	0.01	0.9744
<i>Fe foliar</i>	Fe^{3+}	100	10.46	9.56	0.0017
<i>Mn foliar</i>	Mn^{2+}	101	79.99	44.44	0.0000

La significativa covarianza obtenida entre estos cuatro elementos solubles y las respectivas concentraciones foliares puede ser debidas a que estos elementos presentan ciclos rápidos y eficientes entre el suelo y el árbol tal y como indican Merilä y Derome (2008). La ausencia de covarianzas significativas entre la mayor parte de los elementos estudiados sugiere en el caso de la especie *Q. ilex* que la dinámica de nutrientes dependa estrechamente del metabolismo de la planta. Esta incluye procesos de control interno para un uso eficiente de nutrientes como por ejemplo la traslocación y la absorción de nutrientes en función de la demanda (Proe et al. 2000; Ladanai et al. 2010), y que puede tener como resultado que el suministro de nutrientes en el suelo no se refleje en la concentración foliar de los mismos debido a un consumo eficiente de los nutrientes disponibles. Este uso eficiente de nutrientes por la planta podría reflejar mecanismos de adaptación de la especie ante condiciones adversas como son la baja disponibilidad de agua y el escaso suministro de nutrientes al suelo, características propias de ecosistemas mediterráneos como los que representa la especie *Q. ilex*.

Otros autores tampoco han obtenido covarianzas significativas entre la mayor parte de los nutrientes foliares y la concentración iónica de la solución del suelo en especies de pino, especies que desde el punto de vista nutricional son similares a la especie *Q. ilex*. Son poco exigentes, con escasos requerimientos nutricionales y se desarrollan sobre suelos poco fértiles (Merilä y Derome 2008), mientras que en especies del genero *Picea* estos mismos autores han encontrado mayor numero de covarianzas significativas.

Un factor que puede contribuir a explicar parcialmente las escasas covarianzas encontradas entre el compartimento foliar y el de la solución del suelo, es la distribución del sistema radicular que presenta la especie *Q. ilex*, con raíces finas que suelen estar localizadas en gran parte en las capas más profundas del suelo como una estrategia funcional de la especie, llegando a alcanzar las raíces hasta 5.2 m de profundidad y presentando sin embargo en los primeros 10 cm del suelo una densidad radicular baja respecto a la presentada por la cubierta herbácea (Moreno et al. 2005). Por lo que en las capas superficiales, donde se ha realizado el muestreo, la escasa disponibilidad de agua puede ser un factor limitante para la absorción de nutrientes, circunstancia que también se produce en las especies de Pino (Helmisaari et al. 2007; Merilä y Derome 2008). A lo anterior habría que añadir el hecho de que la mayor parte de los elementos además de tener el suelo o la materia orgánica como fuentes de suministro también pueden tener la deposición atmosférica, retornando dichos elementos al suelo a través del lavado del dosel arbóreo donde pueden ser lixiviados a horizontes más profundos del suelo. Este hecho es en los elementos más móviles como el K (Hyvärinen 1990), lo que también podría contribuir, aunque en muy pequeña proporción, a explicar la escasa covarianza obtenida entre la concentración iónica de la solución del suelo y la respectiva concentración foliar.

4.5. Análisis integrado entre clima, suelo y estado nutritivo de las masas de *Quercus ilex*, L. estudiadas

Con el objeto de estudiar las variables que mejor discriminan las formaciones forestales establecidas en este trabajo se ha realizado un análisis discriminante en el que se han incluido previamente las siguientes variables predictoras: climáticas (PMA, PMV, TMA, TMV e IO), variables del sitio (profundidad del suelo), parámetros físico-químicos de la capa 0-10 cm del suelo (contenido de arcilla, pH, C_{org} , y N_{tot}), contenidos totales de la capa orgánica del suelo (C_{org} , N, Ca, Mg, K, Fe y Mn), concentraciones de los elementos solubles del suelo (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- y SO_4^{2-}) y por último concentraciones de nutrientes foliares (N, S, P, K, Ca, Mg, Fe y Mn). Para ello se

ha seleccionado las variables linealmente independientes mediante el método stepwise. En el análisis no se han incluido las variables que han presentado bajo nivel de significación (Zn (capa orgánica), K^+ soluble, PO_4^{2-} soluble, Zn foliar y masa foliar) así como tampoco las variables que han presentado una elevada correlación con otras variables (Cl^- y Al^{3+}). Como variable clasificatoria se ha utilizado el tipo de formación forestal definido por la densidad arbórea y la composición de especies. Las formaciones forestales que se han utilizado para dicho estudio han sido dehesas, encinares de baja densidad y un tercer grupo en el que se han incluido masas mixtas y encinares de alta densidad debido a que ambos grupos presentan una gran similitud desde el punto de vista fitoclimático y edáfico.

El resultado del análisis discriminante confirma que el gradiente climático se expresa de forma relevante en las formaciones de *Q. ilex* seleccionadas debido a que el primer factor discriminante resultante del análisis (y que explica el 94.5 % de la clasificación) (Tabla 4.5.1) presenta como variables predictoras de mayor carga y varianza explicativa la TMV y la PMA (Tabla 4.5.2 y Tabla 4.5.3). Este análisis separa por lo tanto la totalidad de las formaciones de dehesas en un ambiente cálido-seco y con mayor estrés hídrico, la mayor parte de encinares de baja densidad en áreas más húmedas y con temperaturas más suaves y por último las formaciones mixtas y encinares de alta densidad con una distribución más heterogénea, en un ambiente frío-húmedo con menor sequía estival (Fig. 4.5.1). El segundo factor solo explica el 5.5 % y tiene como variables predictoras de mayor carga, pero con baja varianza explicativa, el contenido de arcilla y la PMV. Este segundo factor separa el grupo mixto con contenidos de arcilla intermedios y elevadas precipitaciones estivales, EBD con menor precipitación estival y suelos con los contenidos de arcilla más elevados y las formaciones de dehesas con bajas precipitaciones estivales y suelos con bajos contenidos de arcilla. El resultado del análisis clasificatorio indica que el 100 % de las formaciones de dehesas están correctamente clasificadas, el 67 % lo estarían en el caso de encinares de baja densidad (EBD) y las formaciones mixtas presentarían el 80 % de los puntos correctamente clasificados.

En estudios realizados sobre índices de calidad del sitio para la especie *Pinus pinaster* ampliamente distribuida en España bajo clima mediterráneo, Bravo-Oviedo et al. (2011) también encontraron que la calidad del sitio estuvo mejor definida por las variables climáticas que por las variables edáficas. Dentro de las variables edáficas el contenido de arcilla fue, al igual que en este trabajo, la variable que tuvo mayor carga explicativa dentro del modelo obtenido.

Figura 4.5.1. Resultado del análisis discriminante según el tipo de formación forestal. Las variables que han contribuido con mayor peso en cada función están expresadas entre paréntesis

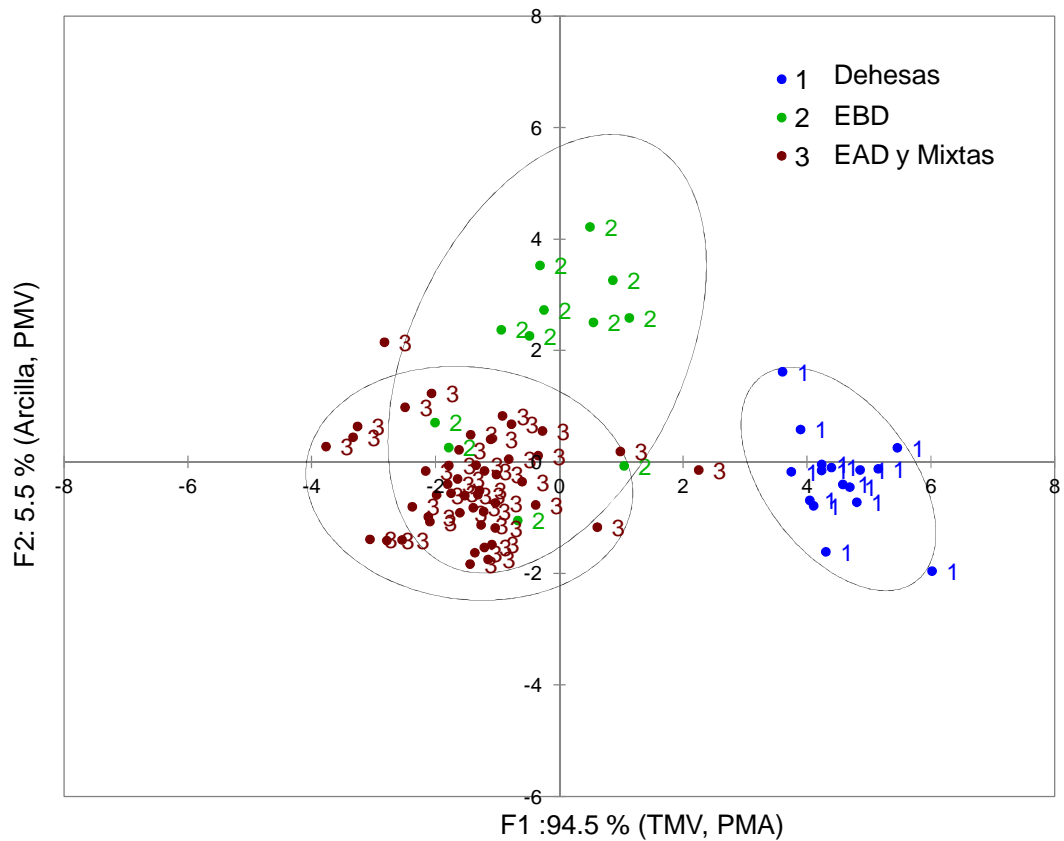


Tabla 4.5.1. Resultado del análisis discriminante

Función discriminante	Porcentaje relativo	Correlación canónica	p-valor
F1	94.5	0.90	0.0000
F2	5.5	0.44	0.0028

Tabla 4.5.2. Cargas de las variables seleccionadas en las dos funciones resultantes del análisis discriminante.

Variable	F1	F2
TMV	1.02	-0.45
PMA	0.67	-0.25
PMV	-0.44	-0.56
Arcilla	-0.25	0.67

Tabla 4.5.3. Resumen estadístico de las variables seleccionadas en el análisis discriminante.

Variable	R ² parcial	F	Pr > F
TMV	0.73	91.69	< 0.0001
PMA	0.17	6.97	0.002
PMV	0.17	6.44	0.003
Arcilla	0.13	4.93	0.010

Otra de las clasificaciones importantes realizadas en este trabajo ha sido la correspondiente al tipo de material originario del que depende gran parte de las propiedades fisicoquímicas del suelo. Con el objeto de estudiar las variables que mejor discriminan dicha clasificación se ha realizado un análisis discriminante en el que se han incluido como variables predictoras todas las variables anteriormente descritas (climáticas, edáficas y foliares) y como variable clasificatoria el material originario, el cual se ha clasificado en cuatro grupos: un primer grupo que incluye granitos y cuarcitas, un segundo grupo que incluye pizarras y esquistos, un tercer grupo que incluye sedimentos tanto de naturaleza ácida como básica y finalmente un cuarto grupo en el que se incluyen sustratos calcáreos.

El resultado del análisis discriminante confirma que las propiedades ácido-base del suelo se expresan de forma relevante en el tipo de material originario debido a que el primer factor discriminante resultante del análisis y que explica el 87.1 % de la clasificación (Tabla 4.5.4) presenta como variables predictoras de mayor carga y varianza explicativa el pH y la TMV (Tabla 4.5.5 y Tabla 4.5.6). Este análisis separa, por lo tanto, la totalidad de los sustratos calizos (grupo 4) de los sustratos ácidos a los que pertenecen los grupos 1 y 2, mientras que el grupo 3 al que pertenecen los sedimentos, forma parte tanto del grupo de los sustratos ácidos como calizos (Fig. 4.5.2) debido al carácter ácido-base de los mismos. El hecho de que la TMV aparezca asociada a esta función discriminante puede ser debido a que la mayor parte de los suelos con sustratos ácidos corresponden a las formaciones de dehesas, caracterizadas por estar situadas en zonas de elevadas temperaturas medias estivales.

El segundo factor, (que solamente explica el 11.1 % de la clasificación), tiene como variables predictoras de mayor carga, pero con baja varianza explicativa, la profundidad del suelo y el contenido de arcilla. Este segundo factor no separa de forma clara los diferentes grupos de material originario, ya que los suelos más desarrollados presentan como material originario tanto sedimentos como pizarras, esquistos o sustratos calcáreos; sin embargo el contenido de arcilla resulta mejor variable discriminatoria ya que separa gran parte de los suelos con sustratos calizos y casi la totalidad de los suelos que presentan pizarras y esquistos como material originario.

Figura 4.5.2. Resultado del análisis discriminante según el tipo de material originario. Las variables que han contribuido con mayor peso en cada función están expresadas entre paréntesis.

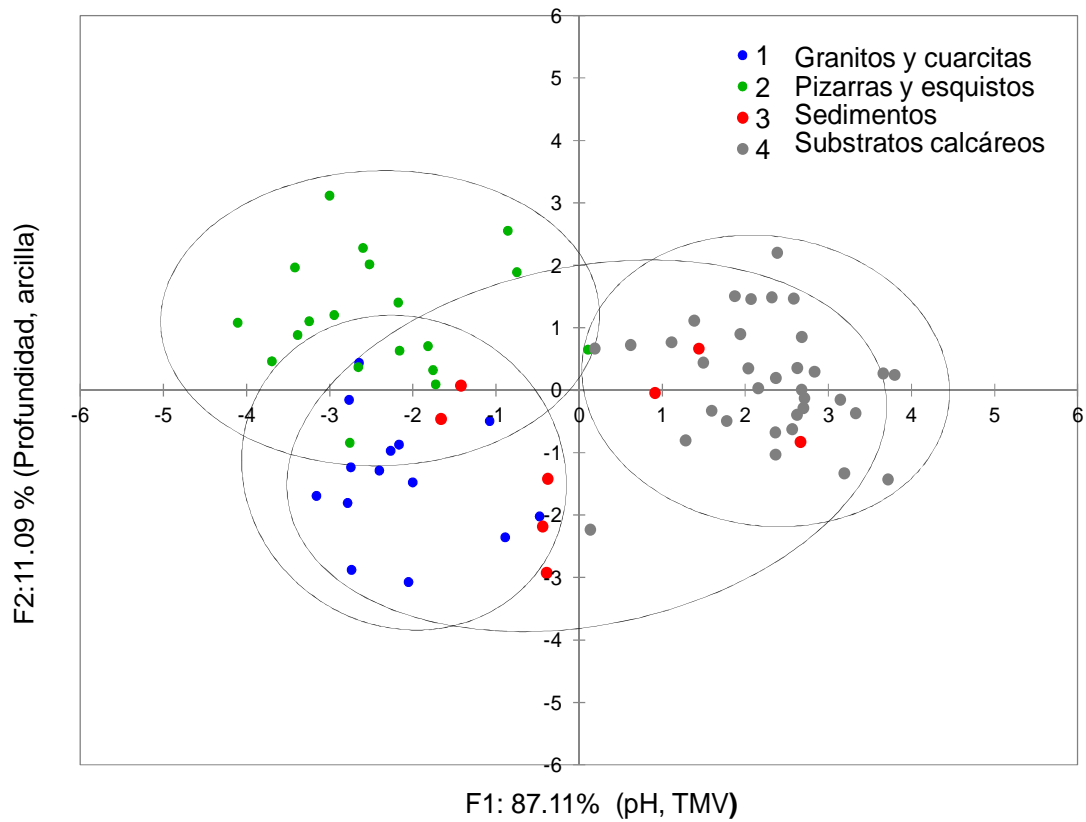


Tabla 4.5.3. Resultado del análisis discriminante

Función discriminante	Porcentaje relativo	Correlación canónica	p-valor
F1	87.11	0.88	0.0000
F2	11.09	0.54	0.0001

Tabla 4.5.4. Cargas de las variables seleccionadas en las dos funciones resultantes del análisis discriminante.

Variable	F1	F2
pH	0.85	-0.45
TMV	-0.62	-0.25
Arcilla	0.36	-0.56
Profundidad	0.09	0.67

Tabla 4.5.5. Resumen estadístico de las variables seleccionadas en el análisis discriminante.

Variable	R ² parcial	F	Pr > F
pH	0.62	36.60	< 0.0001
TMV	0.34	11.08	< 0.0001
Arcilla	0.22	5.86	0.001
Profundidad	0.19	4.93	0.004

Como resultado del análisis discriminante, además de las variables mencionadas anteriormente se han obtenido como variables significativas el Mg foliar y la temperatura media anual, aunque con una varianza explicativa muy baja ($R=0.13$). Si seleccionamos las variables que han influido de forma significativa en las funciones discriminantes obtenidas en este análisis (pH, TMV, arcilla, profundidad del suelo, Mg foliar y TMA) y se les aplica un análisis factorial, obtenemos que los dos primeros ejes explican el 67.5 % de la variabilidad (Fig. 4.5.6).

El primer eje explica el 46 % de la varianza y está relacionado principalmente con el régimen de temperaturas, mientras que el segundo eje explica el 23 % de la varianza y está relacionado principalmente con variables edáficas (pH, profundidad del suelo y contenido de arcilla), (Tabla 4.5.7). El primer eje muestra que la mayor parte de los puntos pertenecientes a los dos grupos de sustratos ácidos (grupos 1 y 2) están caracterizados por presentar elevadas temperaturas medias anuales y estivales, así como, elevadas concentraciones de Mg foliar, características que son propias de los puntos pertenecientes a las dehesas. Este resultado constata el importante papel que parece tener el aumento de las temperaturas en el metabolismo del Mg. La relación positiva de la concentración del Mg foliar con las temperaturas puede ser debido a una mayor disponibilidad del Mg soluble en el suelo en condiciones de aridez, resultado que también ha sido obtenido por Sardans et al. (2008b) para la especie *Q. ilex*. Además la mayor concentración de Mg foliar obtenida en la especie *Q. ilex* desarrollada sobre sustratos ácidos también podría ser debida al hecho de que en suelos calizos elevadas concentraciones de Ca en el suelo pueden inhibir la absorción del Mg por la planta ya que en estos suelos se han obtenido relaciones negativas entre el Mg foliar y las concentraciones de Ca soluble, (aunque dichas correlaciones no han sido significativas).

El segundo eje muestra que la mayor parte de los puntos pertenecientes al grupo de los sustratos calcáreos están caracterizados por presentar, como cabría esperar, valores elevados de pH junto con elevados contenidos de arcilla lo que constata a su vez el importante papel que la presencia del Ca en la matriz del suelo ejerce en la estabilización de los complejos arcillo-húmicos del suelo (Llorente et al. 2010a). Este segundo factor también está relacionado de forma negativa con la profundidad del suelo, la cual está principalmente asociada a suelos que presentan sedimentos y esquistos como material originario.

Figura 4.5.6. Proyección de las variables en el plano constituido por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales según el tipo de material originario: granitos y cuarcitas (1), pizarras y esquistos (2), sedimentos (3) y sustratos calcáreos (4).

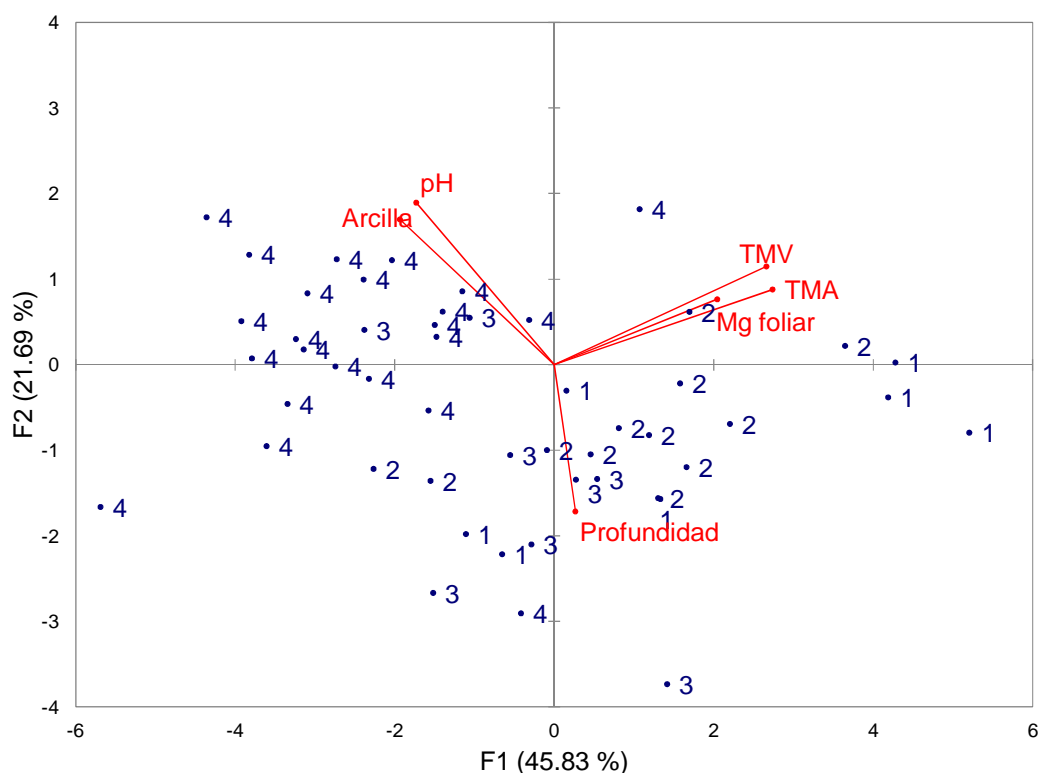


Tabla 4.5.7. Cargas factoriales resultantes del análisis factorial

Variable	F1	F2
TMA	0.898	0.288
TMV	0.873	0.377
Mg foliar	0.670	0.251
Arcilla	-0.635	0.557
pH	-0.568	0.621
Profundidad	0.087	-0.563

El resultado del análisis discriminante ha determinado que el 85 % de los puntos pertenecientes al grupo de granitos y esquistos están correctamente clasificados, el 71 % lo estarían en el caso del grupo de pizarras y esquistos, el 63 % en los puntos con material originario clasificado como sedimentos y el grupo de suelos con sustratos calcáreos presentarían el 91 % de los puntos correctamente clasificados.

Con el objeto de analizar de forma conjunta los diferentes compartimentos estudiados y explicar la mayor cantidad de varianza con el menor número posible de

variables se ha realizado un análisis de componentes principales en el que se han incluido las siguientes variables: climáticas (PMA y TMA), parámetros físico-químicos del suelo (arcilla, pH, C_{org} y N_t), contenidos totales de nutrientes en la capa orgánica (N, P, K, Ca, Mg, Fe y Mn), concentraciones iónicas de elementos solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , NO_3^- , y NH_4^+) y concentraciones foliares de nutrientes (N, P, Ca, Mg, K, Fe y Mn). No se han incluido aquellas variables que han presentado poco nivel de significación (K^+), así como las variables que han presentado una elevada autocorrelación (Cl^- , SO_4^{2-} y S foliar). Hay que mencionar que en el estudio conjunto de los compartimentos foliar, capa orgánica y suelo mineral, se ha reducido el número de puntos en el análisis, al no obtener en todos los suelos estudiados muestra de capa orgánica, por lo que no se pudieron realizar los análisis químicos correspondientes.

La aplicación del ACP ha dado como resultado que el 74 % de la varianza está explicada por 7 factores (Tabla 4.5.8) no obteniendo, por lo tanto, elevadas relaciones entre las variables analizadas, aunque los factores obtenidos si discriminan variables pertenecientes a los diferentes compartimentos estudiados. Los cuatro primeros factores explican el 59 % de la varianza total. El primer factor explica el 22 % de la varianza y está estrechamente relacionado de forma positiva con las propiedades físico-químicas del horizonte superficial del suelo como son el contenido de carbono orgánico, el contenido de nitrógeno total y el contenido de arcilla, así como con la concentración de Ca soluble en el suelo (Fig. 4.5.4). Este resultado corrobora la importancia de los aportes de materia orgánica al suelo como fuente principal de nitrógeno para la planta, así como el importante papel que tanto el contenido de arcilla, como el Ca soluble presente en la matriz del suelo tienen en la estabilidad de la materia orgánica en el suelo. Ya que como se ha visto en el apartado 4.3, la presencia de arcilla en el suelo protege a la materia orgánica frente a la biodegradación, mediante mecanismos de oclusión dentro de agregados minerales y de adsorción química sobre la superficie de los minerales de la arcilla (Ganuza y Almendros 2003; García-Pausas 2007; Baritz et al. 2010; Andreetta et al. 2011); y a su vez una matriz de suelo saturada de Ca favorece la formación de complejos órgano-minerales que también protegen la materia orgánica frente a la degradación disminuyendo su tasa de descomposición (Llorente et al. 2010a).

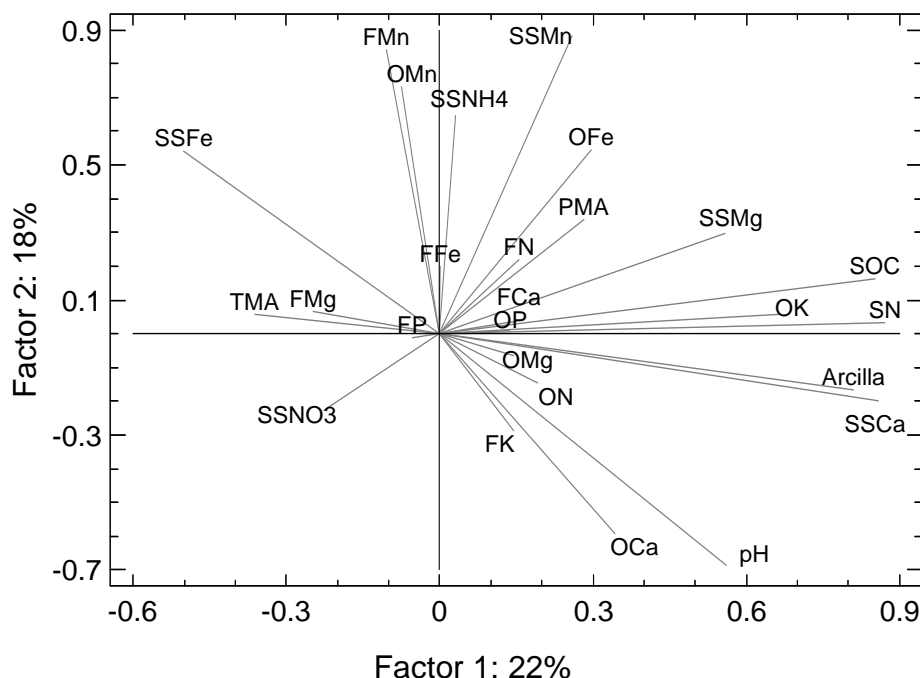
Hay que destacar la elevada relación positiva obtenida en este eje con los contenidos totales de K en la capa orgánica del suelo que puede ser debido a la influencia positiva de la arcilla en dicho elemento (la fuente principal de K en el suelo es la meteorización de los minerales arcillosos). La mayor parte de las variables están relacionadas positivamente con este eje, principalmente las que están relacionadas más

estrechamente con la materia orgánica, mientras que la TMA y el Mg foliar, que están estrechamente relacionadas entre sí, presentan una relación negativa con este primer factor, así como también la presentan el Fe^{3+} y NO_3^- .

Tabla 4.5.8. Cargas de las variables analizadas en los diferentes compartimentos en los ocho factores resultantes del ACP llevado a cabo en el conjunto de los datos (n=71). Se destacan en negrita las cargas que han sido superiores a 0.6.

Variable	Compartimento	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5	F 6	F 7
PMA	Clima	0.28	0.34	-0.53	0.23	-0.25	-0.20	-0.07
TMA	Clima	-0.36	0.06	0.68	0.05	-0.16	0.23	-0.08
N_t	Orgánico	0.19	-0.14	-0.44	-0.01	0.74	0.04	0.11
P_t	Orgánico	0.14	0.01	0.13	-0.01	0.92	-0.01	0.02
K_t	Orgánico	0.66	0.06	0.46	0.05	0.27	0.01	0.02
Ca_t	Orgánico	0.34	-0.59	-0.29	0.22	0.17	0.09	-0.07
Mg_t	Orgánico	0.15	-0.06	0.12	0.05	0.08	0.83	0.00
Fe_t	Orgánico	0.30	0.55	0.40	0.28	-0.17	0.17	-0.17
Mn_t	Orgánico	-0.08	0.73	-0.04	0.10	0.29	0.14	-0.09
Arcilla	Fase solida suelo	0.81	-0.16	-0.05	0.00	0.16	-0.08	-0.23
pH (CaCl_2)	Fase solida suelo	0.56	-0.69	-0.15	0.17	0.06	0.04	-0.03
Corg	Fase solida suelo	0.85	0.16	-0.20	-0.03	-0.03	0.09	0.05
N_t	Fase solida suelo	0.87	0.03	-0.07	-0.04	0.20	0.05	0.06
Ca^{2+}	Fase liquida del suelo	0.86	-0.20	-0.11	0.08	-0.08	0.01	-0.02
Mg^{2+}	Fase liquida del suelo	0.56	0.30	-0.12	0.14	-0.16	0.60	0.05
Fe^{3+}	Fase liquida del suelo	-0.50	0.54	0.35	-0.07	0.01	0.03	-0.16
Mn^{2+}	Fase liquida del suelo	0.26	0.88	-0.14	0.08	0.00	-0.04	-0.04
NH_4^+	Fase liquida del suelo	0.03	0.65	-0.03	0.10	-0.13	0.05	0.10
NO_3^-	Fase liquida del suelo	-0.23	-0.23	-0.20	-0.02	-0.07	0.09	0.68
N	Foliar	0.15	0.22	0.15	0.06	0.15	-0.01	0.84
P	Foliar	-0.05	-0.01	0.12	-0.71	0.32	-0.14	0.40
K	Foliar	0.14	-0.29	-0.18	-0.70	-0.16	-0.08	0.02
Ca	Foliar	0.15	0.04	0.12	0.82	0.01	0.09	0.23
Mg	Foliar	-0.25	0.06	0.35	0.20	-0.02	0.72	0.06
Fe	Foliar	0.00	0.20	0.70	0.37	-0.04	0.13	0.07
Mn	Foliar	-0.11	0.84	0.15	0.23	-0.04	-0.03	0.03
% Varianza		22.3	18.0	10.1	8.2	5.9	5.3	4.5
% Varianza acumulada		22.3	40.3	50.4	58.6	64.5	69.8	74.3

Figura 4.5.7 Proyección de las variables en el plano constituido por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales. El prefijo O indica variables analizadas en la capa orgánica, el prefijo S indica variables analizadas en la capa mineral, el prefijo SS indica variables analizadas en la solución del suelo y el prefijo F indica variables analizadas en hoja.



El segundo factor explica el 18 % de la varianza y está relacionado principalmente con las propiedades ácido-base del horizonte superficial de suelo. Este influye en la disponibilidad de nutrientes, destacando la influencia positiva del carácter ácido del suelo especialmente en la solubilidad del Mn que se refleja tanto en la concentración del Mn foliar como en la composición química del desfronde incorporado al suelo. Por lo tanto respecto a este segundo eje se encuentran relacionados de forma positiva principalmente los elementos cuya disponibilidad es favorecida por valores de pH ácidos, como el Fe^{3+} y sus respectivos contenidos tanto en hoja como en la capa orgánica del suelo, así como el NH_4^+ soluble. Mientras que de forma negativa se encuentran relacionados aquellos elementos cuya disponibilidad aumenta con el incremento del pH del suelo como es el caso del NO_3^- , el Ca^{2+} y los contenidos de Ca en la capa orgánica del. Este factor por lo tanto separa aquellos nutrientes, en especial los micronutrientes, en cuyos ciclos están implicados principalmente procesos geológicos.

El tercer factor explica el 10 % de la varianza y está relacionado principalmente con la temperatura media anual y la concentración de Fe foliar. La relación positiva obtenida entre ambas variables, como también se constató en el apartado 4.4.6, puede

ser debido a que condiciones de aridez dan lugar a un aumento de las concentraciones de Fe en la raíz y por lo tanto a un incremento de Fe soluble en la solución del suelo (Sardans et al. 2008b).

El cuarto factor explica solamente el 8 % de la varianza y está relacionado principalmente con los macronutrientes foliares en cuyos ciclos intervienen principalmente procesos geológicos como son el K y Ca, así como el P, en cuyo ciclo participan tanto procesos geológicos como biológicos. El resto de los factores explican un porcentaje muy pequeño del total de la varianza; así el quinto factor está relacionado principalmente con los contenidos totales del N y P en la capa orgánica, nutrientes que están estrechamente relacionados con la materia orgánica, reflejando por lo tanto la composición química del desfronde incorporado al suelo. El sexto factor está relacionado con los contenidos totales de Mg en el suelo y su disponibilidad para la planta que se refleja en un aumento de su concentración en hoja, el cual es favorecido por un aumento de las temperaturas; mientras que el séptimo factor refleja el aumento de la concentración del N foliar con el aumento de la concentración de la forma inorgánica NO_3^- en la solución del suelo.

Si se proyectan sobre el plano de puntos según el tipo de formación forestal (Fig. 4.5.8 y Fig. 4.5.9) y material originario (Fig. 4.5.10 y Fig. 4.5.11) las variables que han obtenido mayor nivel de significación en los cuatro primeros factores obtenidos en el ACP, obtenemos en el primer caso (Fig. 4.5.8) que el primer factor separa las formaciones mixtas y las de encinares de alta densidad, las cuales presentan suelos más fértiles con mayor aporte de materia orgánica y por lo tanto elevados contenidos de carbono orgánico y nitrógeno total. En estas formaciones la acumulación de materia orgánica se encontraría a su vez favorecida al tratarse de formaciones que se desarrollan sobre suelos de carácter básico con mayor disponibilidad de Ca soluble y elevados contenidos de arcilla que contribuyen a una mayor estabilidad de la materia orgánica en el suelo. Esto explicaría a su vez que puntos correspondientes a EBD con menores aportes de materia orgánica se sitúen dentro de este grupo ya que dichos puntos presentan elevados valores de pH así como elevados contenidos de arcilla. El segundo eje sin embargo separa la mayor parte de las formaciones de dehesas así como aquellos puntos correspondientes a EAD y masas mixtas con suelos de carácter ácido que favorecen la disponibilidad de los cationes ácidos especialmente del Mn, que se refleja en una mayor concentración de dicho elemento en la hoja así como en la composición del desfronde incorporado al suelo

Figura 4.5.8. Proyección de las variables de mayor carga factorial sobre el plano de puntos constituido por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales. Los puntos están clasificados según el tipo de formación forestal: dehesas (1), EBD (2) y EAD y mixtas (3).

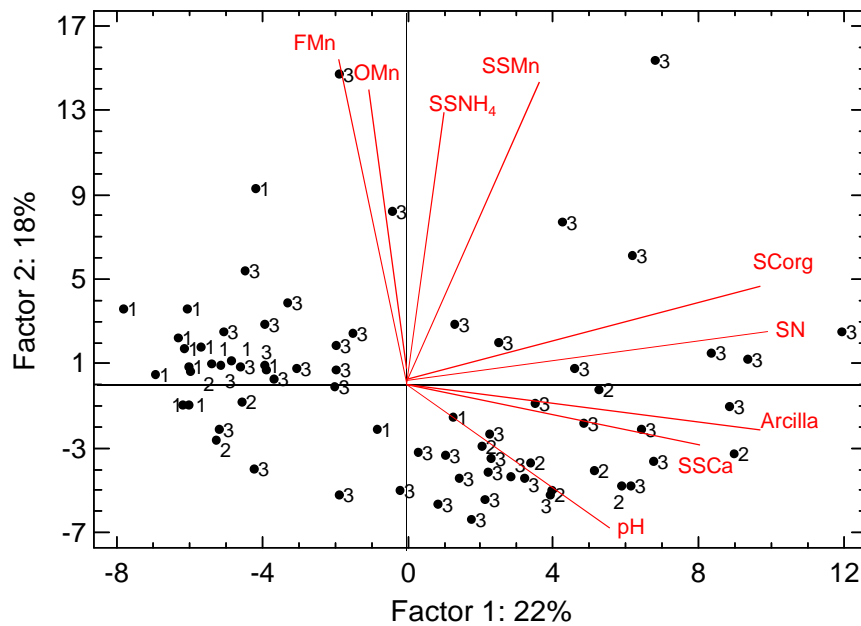
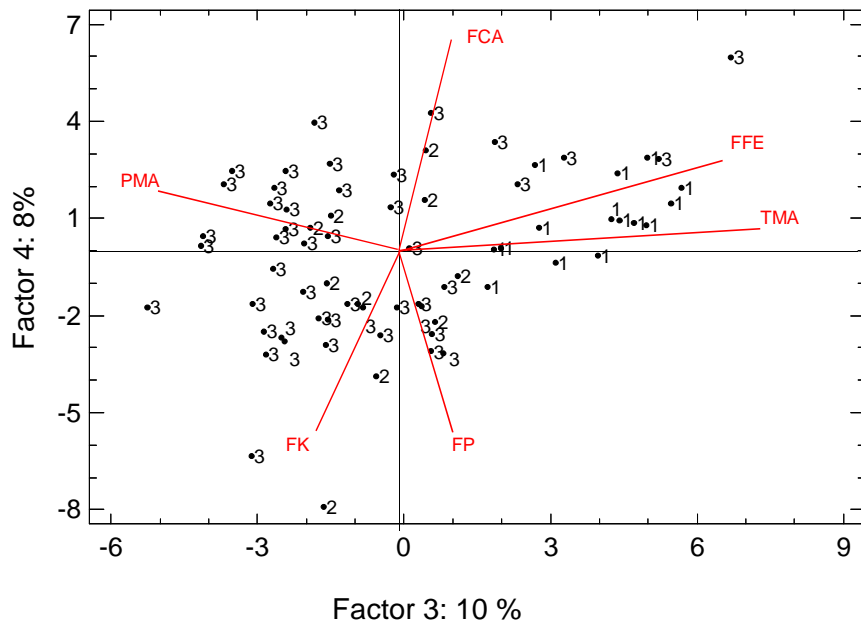


Figura 4.5.9. Proyección de las variables de mayor carga factorial sobre el plano de puntos constituido por el tercer y cuarto ejes derivados del análisis de componentes principales. Los puntos están clasificados según el tipo de formación forestal: dehesas (1), EBD (2) y EAD y mixtas (3).



Con respecto al tercer eje (Fig. 4.5.9), se observa como la TMA y la concentración de Fe foliar separan la totalidad de las dehesas y algunos puntos correspondientes a EAD y masas mixtas que presentan suelos de carácter ácido, que favorece la disponibilidad del Fe soluble a la vez que coincide con el hecho de que son puntos que presentan temperaturas medias anuales relativamente elevadas entre 11 y 14°C. El cuarto eje separa aquellos puntos correspondientes a formaciones, especialmente dehesas y EAD, que presentan suelos de carácter ácido que puede originar una disminución de la disponibilidad de los elementos K y P, lo que se refleja en una disminución de las concentraciones de dichos elementos en la hoja. También se observa en dichos suelos un aumento de las concentraciones de Ca foliar hecho que puede ser explicado por los efectos antagónicos y sinérgicos que produce la regulación de la absorción del Ca por la planta que hacen que bajas concentraciones de Ca en el suelo aumenten su absorción por la planta (Bergmann 1992).

La proyección de las variables de mayor carga factorial sobre el plano de puntos según el material originario, indica que el primer eje separa prácticamente la totalidad de los puntos con sustratos y sedimentos de naturaleza calcárea, mientras que el segundo eje separa principalmente aquellos puntos que presentan pizarras y esquistos como material originario indicando la influencia de los mismos en la concentración y disponibilidad del Mn por la planta (Fig. 4.5.10). Por otro lado el tercer factor separa la mayor parte de los puntos que presentan sustratos ácidos (grupos 1 y 2) y aquellos puntos que aunque presentan suelos con sustratos calcáreos sin embargo se encuentran situados en zonas con temperaturas medias anuales relativamente elevadas que pueden contribuir a una mayor solubilidad del Fe, lo que parece reflejarse en una mayor concentración de Fe foliar. Y por último el cuarto eje (Fig. 4.5.11) separa por un lado gran parte de los puntos con sustratos calcáreos que presentan elevadas concentraciones de Ca foliar y algunos puntos que aunque presentan suelos de carácter ácido presentan sin embargo elevadas concentraciones de Ca foliar, lo que confirma la regulación antagónica / sinérgica de la absorción del Ca por la planta.

Figura 4.5.10. Proyección de las variables de mayor carga factorial sobre el plano de puntos constituido por los dos primeros ejes derivados del análisis de componentes principales. Los puntos están clasificados según el tipo de material originario: granitos y cuarcitas (1), esquistos y pizarras (2), sedimentos (3) y sustratos calcáreos (4).

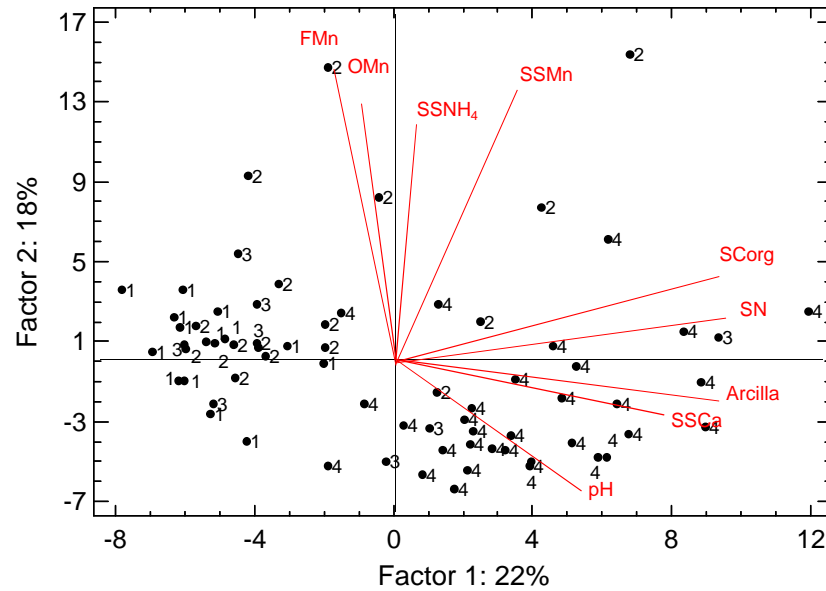
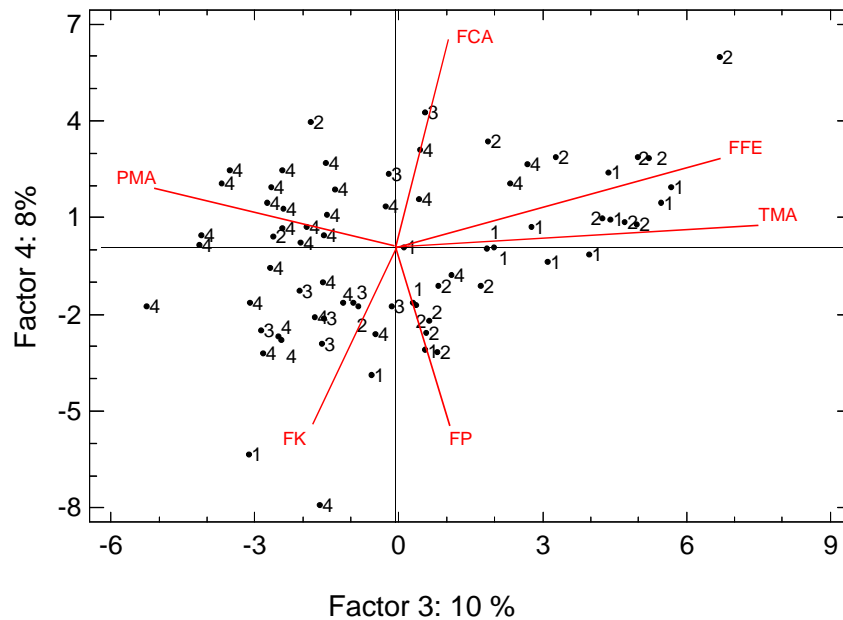


Figura 4.5.11. Proyección de las variables de mayor carga factorial sobre el plano de puntos constituido por el tercer y cuarto ejes derivados del análisis de componentes principales. Los puntos están clasificados según el tipo de material originario: granitos y cuarcitas (1), esquistos y pizarras (2), sedimentos (3) y sustratos calcáreos (4).



Como resultado del análisis de componentes principales se puede deducir que los factores edáficos explican mayor varianza que los factores climáticos o factores foliares, lo que puede ser debido a la gran heterogeneidad de los suelos estudiados, tanto desde el punto de vista del material originario como de las propiedades físico-químicas intrínsecas del suelo; mientras que en el caso del clima, la heterogeneidad ha sido menor ya que la mayor parte de los puntos estudiados pertenecen solamente a dos tipos fitoclimáticos (Mediterráneo y Nemoro-mediterráneo). Estos resultados coinciden con los encontrados por van Dobben y de Vries (2010) donde, a escala europea, el factor clima explicó mayor variabilidad de las condiciones del sitio que en el caso del estudio realizado a nivel regional en Holanda.

Con el objeto de contribuir a un mejor entendimiento de la vinculación del estado nutritivo de la encina con el suministro de nutrientes en el suelo tanto en la capa orgánica, (que actúa como reservorio potencial de nutrientes minerales), como en la solución del suelo (que representaría el reservorio neto de nutrientes disponibles para la planta), se ha realizado un análisis de modelos lineales generalizados. En este modelo las concentraciones de elementos solubles y los contenidos totales de nutrientes han sido utilizadas como variables independientes con el objeto de explicar tanto de forma separada como conjunta la variación obtenida en la concentración foliar de dichos nutrientes (Tabla 4.5.9 y Tabla 4.5.10).

En general, tanto el potencial nutritivo del suelo como el disponible para la planta explican muy poca varianza de la concentración foliar de nutrientes, especialmente en el caso de macronutrientes. En teoría cabría esperar que aquellos nutrientes foliares cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos biológicos y por lo tanto están más estrechamente relacionados con la materia orgánica como son el N, S y P, presentaran una elevada relación con sus contenidos en el suelo, dado que el desfronde constituye uno de los procesos más importantes de transferencia de nutrientes al suelo (Imbert et al. 2004). El desfronde foliar constituye la mayor fracción dentro del desfronde total incorporado al suelo (Ukonmaanaho et al. 2008; De la Cruz et al. 2009), por lo que la composición química de la hoja debería influir de manera importante en la composición química de la capa orgánica.

Esto es así en el caso del P foliar que presenta una covarianza significativa con sus contenidos totales en la capa orgánica, aunque solamente explican el 12 % de la variabilidad, no obteniéndose ninguna covarianza significativa con la concentración de PO_4^{2-} en la solución del suelo. Esto posiblemente es debido a la escasa movilidad de P en el suelo (Mengel y Kirkby 2001) y a su fuerte tendencia a fijarse sobre los coloides del

suelo, (Calvo de Anta 1992), además de a su baja disponibilidad en un amplio rango de pH.

Tabla 4.5.9. Estadístico F y varianza de los modelos lineales generalizados para cada macronutriente foliar y sus correspondientes fracciones en el suelo en los puntos de *Q. ilex* estudiados.

	Compartimento	Nº	F	R ²	p-valor
N foliar	NH ⁴⁺ (soluble)	100	0.37	0.37	0.5455
	NO ³⁻ (soluble)	100	5.06	4.86	0.0267
	N _{tot} (capa 0-10 cm)	101	1.92	1.86	0.1685
	N _{tot} (capa O)	70	0.86	1.23	0.3575
	NH ₄ ⁺ _{sol} * NO ₃ ³⁻ _{sol} * N (mineral) * N (capa O)	70	2.04	11.02	0.0984
S foliar	SO ₄ ²⁻ (soluble)	97	6.39	6.24	0.0131
P foliar	PO ₄ ²⁻ (soluble)	97	0.01	0.01	0.9226
	P _{tot} (capa O)	69	9.27	12.00	0.0033
	PO ₄ ²⁻ _(soluble) * P _{tot} (capa O)	68	3.66	9.99	0.0310
K foliar	K ⁺ (soluble)	101	0.41	0.41	0.5231
	K _{tot} (capa O)	70	0.27	0.39	0.6064
	K ⁺ _{soluble} * K _{tot} (capa O)	70	0.55	1.60	0.5769
Ca foliar	Ca ²⁺ (soluble)	100	1.73	1.72	0.1911
	Ca _{tot} (capa O)	70	0.60	0.86	0.4428
	Ca ²⁺ _{soluble} * Ca _{tot} (capa O)	70	1.54	4.33	0.2219
Mg foliar	Mg ²⁺ (soluble)	101	0.01	0.01	0.9744
	Mg _{tot} (capa O)	70	11.12	13.88	0.0014
	Mg ²⁺ _(soluble) * Mg _{tot} (capa O)	70	5.61	14.16	0.0056

El efecto combinado de ambos compartimentos (capa orgánica y solución del suelo) disminuye ligeramente el porcentaje de varianza explicada en la concentración de P en hoja (10%). Merilä y Derome (2008) y Ladani et al. (2010), sin embargo, en especies de Pino no han obtenido relaciones significativas entre el P foliar y los contenidos totales de P en la capa orgánica, aunque Ladani et al (2010) si las obtuvieron para especies de Picea. Merilä y Derome (2008) tampoco obtuvieron ni para especies de Pino ni para especies de Picea relaciones significativas entre el P foliar y el P de la solución de suelo.

Respecto al N, no se ha obtenido covarianzas significativas entre el N foliar y los contenidos totales de N, tanto en la capa orgánica como en la capa mineral superficial del suelo, pero si se han obtenido con la concentración de NO₃⁻ en la solución del suelo, lo que puede ser atribuible a que se den condiciones favorables para la mineralización y nitrificación del N incorporado al suelo, si bien la varianza explicada ha sido muy baja,

(5%). El hecho de no obtener una covarianza significativa con el NH_4^+ soluble puede ser debido a un consumo efectivo de la forma inorgánica disponible de NO_3^- por la planta. El efecto combinado de los diferentes compartimentos (capa orgánica, capa mineral y solución del suelo) aumenta a un 11 % el porcentaje de varianza explicada del N foliar, si bien el modelo no es significativo. Las relaciones entre el N foliar y el N del suelo obtenidas en la bibliografía son contradictorias, así Merilä y Derome (2008) obtuvieron para especies de *Picea*, pero no para especies de *Pino*, covarianzas significativas entre el N foliar y el N del suelo tanto de la capa orgánica como de la solución del suelo; sin embargo Ladani et al. (2010) no obtuvieron relaciones significativas entre el N foliar y los contenidos totales de N en la capa orgánica ni para especies de *Pino* ni para especies de *Picea*. Para la especie *Q. ilex*, Canadell y Vilà (1992) si obtuvieron relaciones significativas entre las concentraciones de N foliar y los contenidos totales de N en el horizonte superficial del suelo (0-10 cm), siendo dicha relación negativa; pero no obtuvieron relaciones significativas entre el N foliar y las concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ en la solución del suelo. Para otras especies de *Quercus* (*Q. robur*) Díaz-Maroto y Vila-Lameiro (2009) tampoco obtuvieron, al igual que en este trabajo, relaciones significativas entre el N foliar y los contenidos totales N en el horizonte superficial del suelo.

En el caso del S no se ha podido determinar la contribución de la capa orgánica a la varianza del S foliar debido a que no fueron analizados sus contenidos totales en la capa orgánica; aunque sí se ha obtenido una covarianza positiva entre el S foliar y la concentración de SO_4^- en la solución del suelo siendo la varianza explicada muy pequeña (6 %). Merilä y Derome (2008) también obtuvieron una covarianza significativa entre el S foliar y la concentración de SO_4^- para las especies de *Picea* pero no para las de *Pino*.

El bajo porcentaje de varianza explicada por los contenidos de nutrientes en suelo, especialmente en el caso del N y S foliar puede ser debido a que normalmente dichos elementos están sometidos a un importante control biológico interno, puesto que son elementos cuya absorción está asociada a un elevado coste energético (Ladani et al. 2010). Esto sugiere en el caso de los puntos de encina estudiados, que la absorción de dichos nutrientes esté regulada más por la demanda que por el suministro de los mismos, por lo que son nutrientes que no van a ser absorbidos en exceso aunque se encuentren en cantidades suficientes en el suelo, resultado que se confirma por el bajo porcentaje de árboles analizados que presentan concentraciones elevadas de dichos nutrientes. Otros mecanismos de regulación interna que pueden contribuir a la baja varianza explicada de sus concentraciones foliares por sus niveles en el suelo sería la retraslocación de nutrientes desde la hojas a otros órganos de la planta (Canadel y Vilà 1992; Proe et al.

2000; McGroddy et al. 2004). La eficiencia en la retraslocación dependerá de la especie y de las condiciones del sitio según Killingbeck (1996). Basándonos en el estudio de variabilidad temporal de la concentración foliar de nutrientes realizado en uno de los puntos de encina, el proceso de retraslocación en la especie *Q. ilex* podría estar reflejado por el hecho de que las concentraciones foliares de N, S y P han resultado significativamente más elevadas en las hojas del año en curso que en las del brote del año anterior (Tabla 4.4.9), lo que sugiere una movilización de dichos nutrientes desde las hojas senescentes hacia los tejidos nuevos (Nilson et al. 1995, Sabaté et al. 1995; Szymura et al. 2009).

Aunque los ciclos del N y S la fase gaseosa es importante y los aportes atmosféricos podrían adquirir especial relevancia no parece que en el caso de los puntos de encina estudiados, este sea un factor relevante. Estos resultados sugieren por lo tanto que los mecanismos de regulación interna tengan un papel importante en la dinámica de estos nutrientes dentro del árbol para la especie *Q. ilex*, además de la influencia de otros factores que puedan contribuir a explicar la baja varianza obtenida.

Del resto de los macronutrientes cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos geológicos, hay que destacar la ausencia de covarianzas significativas entre las concentraciones de K y Ca foliar con sus respectivos contenidos en los dos compartimentos de suelo analizados (capa orgánica y solución del suelo). Así como la covarianza significativa obtenida entre el Mg foliar y los contenidos totales de Mg en la capa orgánica, (si bien la varianza explicada no es muy elevada, 13.9 %). Hay que resaltar que el efecto conjunto de ambos compartimentos aumenta ligeramente la varianza explicada de las concentraciones foliares de dichos nutrientes.

En el caso concreto del K la ausencia de covarianzas significativas puede ser en parte debido al hecho de que el K es un elemento muy móvil, pudiendo ser lavado en cantidades considerables desde la cubierta arbórea al suelo a través de la trascolación y escurrimiento cortical (Hyvärinen 1990). Los aportes atmosféricos de K al suelo son relativamente elevados en el caso de dehesas, con cantidades que oscilan entre 1.96 y 11.52 kg ha⁻¹ (Escudero et al. 1985). A su vez puede ser lixiviado y movilizado hacia capas más profundas del suelo, siendo dichas pérdidas constantes a lo largo de todo el año (Sariyildiz et al. 2005). Todo ello podría contribuir a explicar la baja covarianza presentada entre las concentraciones de K foliar y K soluble. Canadell y Vilà (1995) tampoco obtuvieron para la especie *Q. ilex* relaciones significativas entre las concentraciones de K foliar y las de K intercambiable en el horizonte superficial del suelo. En especies de los géneros *Pino* y *Picea*, Merilä y Derome (2008) sin embargo si

obtuvieron covarianzas significativas entre las concentraciones de K foliar y K soluble, mientras que Ladani et al. (2010) no obtuvieron para pino relaciones significativas entre concentraciones de K foliar y concentraciones de K intercambiable en el horizonte superficial de suelo, sí las obtuvieron para *Picea*, siendo esta relación negativa.

La elevada movilidad del K también hace que sea un elemento cuya retraslocación se produzca fácilmente hacia órganos de nueva formación lo que se reflejaría en las concentraciones significativamente más elevadas obtenidas de K en las hojas del año en curso respecto a las del brote del año anterior (Tabla 4.4.9). A que habría que añadir el hecho de que el principal aporte de K al suelo con el desfronde ocurre, en el caso de la especie *Q. ilex*, con el fruto (Escudero et al. 1985; De la Cruz 2009), lo que también podría contribuir a explicar la baja covarianza obtenida entre el K foliar y el K de la capa orgánica. En la bibliografía los resultados obtenidos han sido contradictorios dependiendo de la especie, así Merilä y Derome (2008) han obtenido para especies de *Picea* covarianzas significativas entre las concentraciones de K foliar y los contenidos totales de K en la capa orgánica pero no para especies de Pino. Díaz-Maroto et al. (2009) tampoco obtuvieron para la especie *Q. robur* relaciones significativas entre las concentraciones de K foliar y los contenidos totales de K en el horizonte superficial del suelo.

En el caso del Ca la ausencia de covarianzas significativas con el Ca soluble sugiere el hecho de que sea un elemento fuertemente controlado por el metabolismo del árbol, siendo regulada su absorción más por la demanda que por el suministro (Merilä y Derome 2008) produciendo su regulación efectos antagónicos y sinérgicos (Bergmann 1992). También habría que tener en cuenta el aporte de Ca al suelo a través del escurrimiento cortical (Díaz-Maroto y Vila-Lameiro 2006) y su pérdida por drenaje que suele ocurrir al igual que en el caso del K de forma casi constante a lo largo del año (Sariyildiz et al. 2005). Todo ello podría contribuir a explicar la ausencia de covarianzas significativas entre las concentraciones de Ca foliar y las de Ca soluble. Otros autores tampoco han obtenido para la especie *Q. ilex* relaciones significativas entre las concentraciones de Ca foliar y las concentraciones de Ca intercambiable en el horizonte superficial del suelo, aunque si las han obtenido para las concentraciones de Ca en tejidos leñosos (Canadell y Vilà 1992). Para especies de coníferas, Merilä y Derome (2008) tampoco obtuvieron covarianzas significativas entre el Ca foliar y el Ca soluble, Ladani et al. (2010) sin embargo si han obtenido para *Picea* relaciones significativas entre concentraciones de Ca foliar y concentraciones de Ca intercambiable pero en la capa orgánica del suelo. Resultado sorprendente ha sido la ausencia de covarianzas

significativas entre las concentraciones de Ca foliar y los contenidos totales de Ca en la capa orgánica del suelo. El Ca es un catión básico esencial en el suelo que resulta ser un nutriente de escasa movilidad debido a su importante función estructural mediante la formación de uniones fuertes con estructuras celulares que tienen como consecuencia el aumento de las concentraciones de Ca foliar con la edad de la hoja. Dicho aumento ha sido constatado en este trabajo ya que se han obtenido concentraciones de Ca significativamente más elevadas en las hojas del brote del año anterior que las obtenidas en las hojas del año en curso (Tabla 4.4.9), resultado que coincide con los obtenidos para la especie de *Q. ilex* por Canadell y Vilà (1992) y para coníferas por Helmisaari et al. (2007) y Potocic et al. (2005). Consecuentemente cabría esperar una covarianza significativa entre el Ca foliar y el Ca de la capa orgánica. En el caso de coníferas Merilä y Derome (2008) si han encontrado covarianzas significativas entre las concentraciones de Ca en hoja y los contenidos totales de Ca en la capa orgánica. Para especies de *Quercus* caducifolios Balboa-Murias et al. (2006) también obtuvieron relaciones significativas entre las concentraciones de Ca foliar y los contenidos totales de Ca en el horizonte superficial del suelo, mientras que para la misma especie y en semejantes condiciones de acidez, Díaz-Maroto y Vila-Lameilo (2009) no obtuvieron relaciones significativas del Ca entre los dos compartimentos, encontrando solamente relaciones significativas de Ca foliar con los contenidos totales de K en el suelo.

Por otra parte, el Mg tampoco ha presentado covarianzas significativas entre sus concentraciones en hoja y en la solución del suelo lo que sugiere (al igual que en el caso del Ca), que sea un elemento cuya absorción esté regulada por el metabolismo interno del árbol que haga que la absorción del Mg se realice en su mayor parte por la demanda más que por el suministro de dicho elemento por el suelo. Además habría que tener en cuenta que en el ciclo del Mg también interviene las entradas atmosféricas, con elevados aportes de Mg al suelo en épocas de elevada pluviosidad, así como el lavado de dicho elemento tanto de la cubierta forestal como del suelo normalmente acompañando a los aniones SO_4^{2-} y NO_3^- y que se produce de forma importante durante dichos periodos (Díaz-Maroto y Vila-Lameila 2009). Esta variabilidad en la dinámica de dicho elemento puede contribuir por lo tanto a explicar la baja covarianza obtenida entre las concentraciones de Mg foliar y Mg soluble. Por otro lado, el Mg es un elemento cuya disponibilidad para la planta depende de las propiedades ácido-base del suelo y que como ya hemos visto previamente es mayor en el caso de suelos con sustratos básicos (Tabla 4.4.18), resultado que coincide con el obtenido por otros autores (Valdecantos et al. 2006, Domínguez et al. 2010). Esto sugiere, que por un lado, el elevado porcentaje de puntos estudiados que presentan suelos de carácter ácido pueda tener como

consecuencia que el Mg del suelo no se encuentre disponible por la planta y, por otro lado, que en los suelos de carácter básico se produzca un consumo excesivo del Mg por la planta, circunstancia que también ha sido observada por Valdecantos et al. (2006). Consecuentemente estos resultados podrían influir en la ausencia de relaciones significativas entre sus concentraciones en la solución del suelo y en la hoja. En la especie *Q. ilex*, Canadell y Vilà (1992) tampoco obtuvieron relaciones significativas entre las concentraciones de Mg foliar y las concentraciones de Mg intercambiable en el horizonte superficial del suelo. Merilä y Derome (2008) tampoco obtuvieron en coníferas covarianzas significativas entre el Mg foliar y sus respectivas concentraciones en la solución del suelo, resultado que coincide con el obtenido por Ladani et al. (2010) también en especies de coníferas, (en este caso entre las concentraciones de Mg foliar y Mg intercambiable en la capa orgánica del suelo).

El Mg foliar, al contrario que lo que sucede con el Ca foliar, si presenta una covarianza significativa con sus contenidos en la capa orgánica del suelo, lo que puede sugerir que el Mg esté sometido a un control biológico interno de menor intensidad. Merilä y Derome (2008) dependiendo de la especie obtuvieron resultados distintos; así para especies de *Pinus* encontraron covarianzas significativas entre las concentraciones de Mg en los dos compartimentos, mientras que para especies de *Picea* no obtuvieron covarianzas significativas. En especies de *Quercus caducifolios* (*Q. robur*), los resultados encontrados en la bibliografía también han sido contradictorios, puesto que Balboa-Murias et al. (2006) si obtuvieron relaciones significativas entre concentraciones de Mg foliar y contenidos totales de Mg en los horizontes superficiales del suelo, mientras que Díaz-Maroto et al. (2009) en la misma especie, bajo condiciones climáticas similares y con suelos que presentan el mismo material originario no encontraron relaciones significativas de las concentraciones de Mg entre ambos compartimentos.

Las covarianzas significativamente más elevadas obtenidas en el caso de los micronutrientes foliares Fe y Mn con sus respectivos contenidos en la capa orgánica del suelo y en la solución del suelo (Tabla 4.5.10) pueden ser debidas al hecho de que al tratarse de nutrientes que generalmente están presentes en cantidades suficientes en el suelo, no van a tener un fuerte control biológico interno, lo que hace que su absorción esté pobremente regulada y sean absorbidos de forma que excedan las necesidades tanto fisiológicas como de crecimiento de la planta (Knecht y Göransson 2004). Esto sucede principalmente en el caso del Mn que aunque su solubilidad aumenta principalmente en condiciones de acidez, muestra una elevada correlación positiva entre las concentraciones foliares de Mn y las concentraciones de Mn soluble tanto en medio

ácido ($R = 0.82^{***}$) como básico ($R = 0.42^{**}$), lo que explicaría el elevado porcentaje de covarianza obtenida entre las concentraciones de Mn en ambos compartimentos respecto al obtenido en el caso del Fe. Merilä y Derome (2008) también obtuvieron en coníferas covarianzas significativas entre el Mn foliar y sus respectivas concentraciones en la solución del suelo. Para especies de Pinus, Ladani et al. (2010) también obtuvieron relaciones significativas entre el Mn foliar y sus respectivas concentraciones en el complejo de cambio en los horizontes superficiales del suelo y sin embargo no las obtuvo para especies de Picea.

El compartimento orgánico explica en ambos elementos mayor varianza de las concentraciones foliares que el compartimento de la solución del suelo, hecho que podría ser explicado porque tanto el Fe como el Mn son micronutrientes de escasa movilidad que aumentan su concentración foliar con la edad de la hoja (concentraciones medias foliares para ambos elementos significativamente más elevadas en las hojas del brote del año anterior que en las del año en curso, Tabla 4.4.9).

El efecto conjunto de ambos compartimentos (capa orgánica y solución del suelo) apenas varía el porcentaje de covarianza explicada solamente por la capa orgánica en el caso de las concentraciones foliares de Fe, pero si lo hace en el caso del Mn, aunque este incremento solo ha resultado ser de un 6 %. Dependiendo de la especie en la bibliografía se han obtenido resultados diferentes; así Merilä y Derome (2008) obtuvieron para especies del género Pinus covarianzas significativas entre las concentraciones de Mn foliar y los contenidos totales de Mn en la capa orgánica no obteniéndola sin embargo para especies del Género Picea.

Tabla 4.5.10. Estadístico F y varianza de los modelos lineales generalizados para cada macronutriente foliar y sus correspondientes fracciones en el suelo en los puntos de *Q. ilex* estudiados.

	Compartimento	Nº	F	R ²	p-valor
<i>Fe foliar</i>	Fe ³⁺ (soluble)	100	10.46	9.56	0.0017
	Fe _{tot} (capa O)	70	16.17	19.21	0.0001
	Fe ³⁺ _{soluble} * Fe _{tot} (capa O)	70	7.71	18.49	0.0010
<i>Mn foliar</i>	Mn ²⁺ (soluble)	101	79.99	44.44	0.0000
	Mn _{tot} (capa O)	70	99.15	58.96	0.0000
	Mn ²⁺ _{soluble} * Mn _{tot} (capa O)	70	66.05	66.01	0.0000
<i>Zn foliar</i>	Zn _{tot} (capa O)	70	1.77	2.51	0.1872

En el caso del Zn solamente se ha estudiado el compartimento orgánico, no obteniendo covarianzas significativas entre las concentraciones de Zn foliar y sus contenidos totales en dicho compartimento. Este resultado podría ser en parte explicado por el hecho de que el Zn es un micronutriente, que a diferencia del resto, está relacionado más estrechamente con la materia orgánica, al obtener correlaciones positivas significativas entre las concentraciones de Zn foliar y los contenidos totales de N en el suelo así como con el porcentaje de materia orgánica (Tabla 4.4.15). Esto sugiere que pueda ser un micronutriente que esté sometido a un mayor control biológico interno por parte del árbol. Además el Zn es un elemento poco móvil dentro del árbol, acumulándose principalmente en la raíz, lo que explicaría que la concentración media obtenida de Zn en las hojas del año en curso sea muy similar a la obtenida en las hojas del brote del año anterior y que la variación de su concentración a lo largo del periodo vegetativo sea muy pequeño (Tabla 4.4.9); también podría contribuir a explicar la ausencia de covarianzas significativas entre las concentraciones de Zn foliar y sus contenidos en la capa orgánica. Sin embargo otros autores si han obtenido en el caso de especies de coníferas covarianzas significativas entre las concentraciones de Zn foliar y sus contenidos totales en la capa orgánica (Merilä y Derome 2008).

A todo lo anterior habría que añadir que tanto a la ausencia de covarianzas significativas obtenida entre las concentraciones foliares y los contenidos totales en la capa orgánica en el caso del N, K, Ca y Zn, como a las bajas covarianzas obtenidas en el caso del P y Mg, puede haber contribuido el muestreo realizado ya que la capa orgánica se muestreo fuera del área de influencia de la copa de los árboles, dado el efecto positivo que el árbol ejerce en la fertilidad del suelo en las dehesas (Gallardo et al. 2000; Dahlgren et al. 2003; Moreno et al. 2007; Gea-Izquierdo et al. 2009a, 2010). Además, en el caso especial de los elementos que tienen como fuente principal los minerales del suelo, podría haber existido, (de forma más o menos variable), posibles inclusiones de partículas minerales del suelo en las muestras orgánicas muestreadas, lo que podría haber ocasionado interferencias en los resultados. Dichas interferencias pueden tener mayor relevancia en el caso de suelos que presenten capas orgánicas de poco espesor, circunstancias que podía haber contribuido de una manera parcial a la baja covarianza obtenida entre las concentraciones foliares de los nutrientes analizados y sus contenidos totales en la capa orgánica. La inclusión de partículas minerales del suelo en las capas orgánicas pueden haberse producido de forma importante en el caso del Ca y del Fe ya que son los elementos que presentan una mayor diferencia entre los contenidos totales de la capa orgánica (25.7 mg g^{-1} para el Ca y 9.6 mg g^{-1} para el Fe) y sus respectivas concentraciones foliares (6.1 mg g^{-1} y 0.20 mg g^{-1} , respetivamente).

Además de estudiar la influencia de los contenidos de nutrientes minerales aportados al suelo en el estado nutritivo de la especie *Q. ilex* y puesto que la varianza explicada de los niveles foliares por los nutrientes del suelo en general ha sido baja, resultaría de interés el estudio de otros factores que puedan afectar a su biodisponibilidad. Entre estos factores se encuentra el clima, ya que se encuentra estrechamente relacionado con la dinámica de nutrientes según Sariyildiz et al. (2005), puede afectar a las relaciones entre las concentraciones de nutrientes en la hoja y en el suelo. En el caso de ecosistemas mediterráneos el agua es uno de los factores más limitantes: en combinación de bajas precipitaciones, con temperaturas elevadas pueden incrementar el déficit hídrico en dichos ecosistemas dando lugar a condiciones extremas que pueden tener consecuencias adversas en el crecimiento de los árboles (Loustau et al. 2005). Por el contrario, en ecosistemas de clima templado y boreal el aumento de las temperaturas puede tener un efecto positivo en el desarrollo de dichos ecosistemas (Saxe et al. 2001).

Con el objeto de estudiar el efecto del clima en los niveles foliares de nutrientes obtenidos en este trabajo para la especie *Q. ilex*, a la vez que su influencia en las relaciones entre los niveles de nutrientes en hoja y sus respectivas concentraciones en el suelo, se ha realizado un análisis de modelos lineales generalizados. Este ha incluido como variable independiente la concentración foliar de nutrientes y como variable predictora el factor climático (TMA, TMV, PMA y PMV). Se ha estudiado a su vez el efecto conjunto de los contenidos de nutrientes en el suelo y del clima en las concentraciones de nutrientes en hoja (Tabla 4.5.11).

No se han obtenido covarianzas significativas entre el clima y las concentraciones foliares de N, S y K. Este resultado junto con la baja varianza explicada de estos nutrientes por los niveles de nutrientes en el suelo, estudiados bien de forma separada o en combinación con el clima, parece confirmar el hecho de que son nutrientes que están sometidos a un control biológico interno más fuerte por parte del árbol que el resto de los nutrientes, lo que podría reflejar la baja influencia tanto del suelo como del clima en los niveles foliares obtenidos para dichos nutrientes.

Para el resto de los nutrientes si se han obtenido covarianzas significativas entre sus concentraciones foliares y el clima, incrementado de forma notable el porcentaje de varianza explicada si se estudia el efecto combinado del suelo y del clima. En el caso de las concentraciones foliares de P el clima ha explicado un 22 % de su varianza, el efecto conjunto del clima y del suelo ha incrementado en un 15 % la varianza explicada solo por el suelo. El porcentaje de varianza de las concentraciones de Ca explicada por el clima

ha sido del 19 %, incrementando un 18 % la varianza explicada por el suelo y clima respecto a la obtenida solo por el suelo.

En el caso del Mg la influencia del clima ha sido notable, incrementado al estudiar de forma conjunta el clima y el suelo un 26 % la varianza explicada solo por el suelo. Dentro de los micronutrientes la influencia del clima ha sido mayor para las concentraciones foliares de Fe y Zn, pasando en el caso del Fe, de explicar solo el suelo un porcentaje de variación del 18 % a explicar la combinación de suelo y clima un 39 %. El incremento de varianza explicada para el Zn ha sido del 2.5 % al 25.5 % mientras que en el caso del Mn el incremento del efecto conjunto del suelo y del clima solo ha sido de un 4 %, siendo el porcentaje de varianza explicada muy elevada (70 %), lo que confirma que es un nutriente cuyos niveles en la hoja depende principalmente de sus niveles en el suelo y sugiere por lo tanto que se trate de un nutriente con un escaso control biológico interno por parte del árbol.

Aunque el factor clima ha incrementado de forma notable el porcentaje de la varianza explicada de las concentraciones foliares de la mayor parte de los nutrientes, todavía en algunos casos dicho porcentaje ha resultado bajo. Con el objeto de poder explicar la mayor varianza posible se ha realizado un análisis de regresión múltiple con aplicación del método "stepwise". Para dicho análisis se han utilizado como variables dependientes las concentraciones medias foliares de nitrógeno (*Nf*), azufre (*Sf*), fósforo (*Pf*), potasio (*Kf*), calcio (*Caf*), magnesio (*Mgf*), hierro (*Fe_f*), manganeso (*Mnf*) y Zinc (*Znf*) y las siguientes variables predictoras: climáticas (TMA y PMA), profundidad del suelo, fisicoquímicas del horizonte mineral del suelo (contenido de arcilla, pH, N_t y C_{org}), contenidos totales de la capa orgánica ($C_{org}(OC_{org})$, $N(ON)$, K, Ca, Mg, Fe, Mn y Zn) y concentraciones de elementos solubles en la capa mineral (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , NH_4^+ y NO_3^-).

Los modelos lineales obtenidos en el análisis múltiple de regresión han constatado la baja varianza explicada de las concentraciones foliares de nutrientes con las variables estudiadas (Tabla 4.5.12), a excepción de las concentraciones del Mn foliar cuya varianza explicada por los contenidos totales de Mn en la capa orgánica, el pH del suelo y con menor relevancia por los contenidos de N total en la capa orgánica, ha sido del 75 %, siendo la disponibilidad del Mn favorecida en suelos de carácter ácido. Merilä y Derome (2008) explicaron un 41 % de varianza de las concentraciones de Mn foliar con los contenidos totales de Mn en la capa orgánica para especies del género *Pinus* y sin embargo no obtuvieron varianzas significativas en el caso de especies de *Picea*.

Tabla 4.5.11. Estadístico F y varianza obtenida para el efecto del clima en la concentración foliar de los nutrientes, así como para el efecto conjunto del clima y de los niveles de nutrientes en el suelo (capa orgánica y solución del suelo). N =70.

	Variable	F	R ²	p-valor
N foliar	clima	1.15	6.50	0.3427
	clima * suelo	1.44	15.69	0.1973
S foliar	clima	1.50	8.34	0.2117
	clima * suelo	1.61	11.00	0.1709
P foliar	clima	4.70	22.18	0.0021
	clima * suelo	3.53	24.84	0.0045
K foliar	clima	0.67	3.89	0.6171
	clima * suelo	0.70	6.15	0.6515
Ca foliar	clima	3.95	19.32	0.0062
	clima * suelo	3.08	22.38	0.0104
Mg foliar	clima	6.92	29.54	0.0001
	clima * suelo	7.13	40.06	0.0000
Fe foliar	clima	6.19	27.28	0.0003
	clima * suelo	6.83	39.03	0.0000
Mn foliar	clima	5.65	25.51	0.0006
	clima * suelo	25.25	70.30	0.0000
Zn foliar	clima	5.40	24.66	0.0008
	clima * suelo	4.45	25.49	0.0015

También habría que destacar el porcentaje de varianza explicada obtenido para las concentraciones foliares de Mg (38 %) y que ha sido determinado por las concentraciones de Mg soluble, y con menor nivel de significación por la temperatura media anual, los contenidos totales de Mg en la capa orgánica y en último lugar por las concentraciones de Ca soluble. Todas las variables tienen un efecto positivo en las concentraciones foliares de Mg a excepción de las concentraciones de Ca soluble debido quizás al efecto antagónico que presentan ambos elementos. Esta relación negativa entre las concentraciones del Ca en el suelo y las concentraciones de Mg en hoja también ha sido obtenida por Canadell y Vilà (1992) para la especie *Q. ilex*. Merilä y Derome (2008) explicaron para especies de *Pinus* un 28 % de la varianza de las concentraciones foliares de Mg por los contenidos totales de Mg en la capa orgánica y un 37 % de varianza por las concentraciones de Mg intercambiable en los horizontes superficiales del suelo, no obteniendo sin embargo covarianzas significativas para especies de *Picea*. El resultado obtenido en este trabajo sugiere por lo tanto la utilización de las concentraciones de Mg soluble como mejor variable predictora de las concentraciones de Mg en hoja, que la

utilización de los contenidos totales de Mg en la capa orgánica, coincidiendo con los resultados obtenidos por Merilä y Derome (2008).

Tabla 4.5.12 Modelos de regresión lineal múltiple para las concentraciones foliares de nutrientes y todas las variables edáficas y climáticas estudiadas

Ecuación*	R ² Aju.	F- razón	Error Est.	p-valor
$N_{\text{foliar}} = 19.73 - 0.07 \text{ arcilla-SM} + 0.37 \text{ SOC-SM} + 0.44 \text{ K-CO} + 11.15 \text{ NO}_3\text{-SS}$	15.64	4.24	1.62	0.0041
$S_{\text{foliar}} = 0.98 - 0.01 \text{ arcilla-SM} + 0.07 \text{ N-SM}$	12.45	5.98	0.13	0.0041
$P_{\text{foliar}} = 1436 - 0.0004 \text{ PMA} - 0.005 \text{ arcilla-SM} - 0.03 \text{ TMA} + 0.23 \text{ P-CO}$	19.37	5.20	0.18	0.0011
$K_{\text{foliar}} = 22.37 - 0.07 \text{ Fe-CO}$	7.75	6.88	1.20	0.0107
$Ca_{\text{foliar}} = -16831 + 0.005 \text{ PMA} - 0.06 \text{ arcilla-SM} + 0.44 \text{ K-CO} + 0.87 \text{ pH-SM} + 0.92 \text{ Mn-CO}$	20.16	4.54	1.55	0.0013
$K_{\text{foliar}} = -5.05 - 0.04 \text{ Ca-SS} + 0.05 \text{ Mg-CO} + 0.06 \text{ TMA} + 0.25 \text{ Mg-SS}$	38.29	11.86	0.24	0.0000
$Fe_{\text{foliar}} = -636.4 + 4.95 \text{ Fe-CO} + 13.89 \text{ TMA}$	26.34	13.52	72.4	0.0000
$Mn_{\text{foliar}} = 2524 - 21.8 \text{ N-CO} - 167 \text{ pH} + 438 \text{ Mn-CO}$	75.90	74.49	211	0.0000
$Zn_{\text{foliar}} = -40406 + 0.01 \text{ PMA} - 0.50 \text{ N-CO} + 1.63 \text{ K-CO}$	30.28	11.14	4.56	0.0000

*terminación **-SM** para la fracción suelo mineral hasta 10 cm, **-CO** para capa orgánica, **-SS** para la fracción soluble de suelo mineral hasta 10 cm, TMA (temperatura media anual), PMA (precipitación media anual)

En sentido opuesto hay que resaltar los bajos porcentajes de varianza obtenidos para las concentraciones foliares de N, S, P y K. En las concentraciones de N foliar han influido de forma significativa el contenido de carbono orgánico en el suelo dada la estrecha relación existente del N con la materia orgánica, los contenidos totales de K en la capa orgánica, la concentración de NO_3^- soluble y con menor relevancia, pero con un efecto negativo en la absorción del nitrógeno, el contenido de arcilla. Pero hay que destacar que el porcentaje de varianza explicada por dichas variables ha sido muy bajo (16 %). Las mismas variables explicativas para las concentraciones de N foliar, a excepción de la arcilla, han sido obtenidas por Canadell y Vilà (1992) para la especie *Q. ilex*, aunque estos autores no encontraron una relación significativa de las concentraciones de N foliar con el nitrógeno disponible en el suelo pero sí con los

contenidos totales de nitrógeno en el suelo. Tampoco Merilä y Derome (2008) obtuvieron una relación positiva entre las concentraciones de N foliar y las concentraciones de N inorgánico soluble, aunque si la obtuvieron para especies de *Picea* con las concentraciones de N total soluble. Los resultados obtenidos en ese trabajo por lo tanto sugieren la utilización de las concentraciones de nitratos solubles en el suelo como mejor predictor de la variación de las concentraciones de nitrógeno en hoja, frente a sus contenidos totales en el suelo. El efecto positivo de los contenidos de K en el suelo en las concentraciones de N en hoja también ha sido obtenido en especies de *Picea* por UN/ECE (2001) y Ladani et al. (2010).

En el caso del S las variables que han explicado de forma significativa la mayor varianza de sus concentraciones foliares han sido los contenidos totales de N en el suelo, debido a la estrecha relación entre el S y el N, ya que ambos nutrientes se encuentran estrechamente relacionados con la materia orgánica y los contenidos de arcilla. No obstante son de forma menos significativa y con un efecto negativo en las concentraciones de S foliar, explicando dichas variables solo un 12 % de la varianza de las concentraciones de S en hoja. Este porcentaje podría quizás haberse incrementado si se hubieran incluido los contenidos totales de S en el suelo al no incluir el modelo como variable predictora significativa las concentraciones de SO_4^{2-} soluble. Supuesto que podría ser apoyado por el elevado porcentaje de covarianza (50 %) de las concentraciones foliares de S obtenido por Merilä y Derome (2008) y explicada por los contenidos totales de S en la capa orgánica del suelo para especies de *Picea*.

En la varianza obtenida, por lo tanto, de las concentraciones foliares de N y S, nutrientes en cuyos ciclos intervienen principalmente procesos biológicos, las variables que mejor han explicado su varianza han sido las relacionadas con la materia orgánica.

En el caso del P la varianza de sus concentraciones foliares ha sido explicada de forma significativa por los contenidos totales de P en la capa orgánica y con menor nivel de significación por las variables climáticas (TMA y PMA) y los contenidos de arcilla, presentando estas dos últimas un efecto negativo sobre las concentraciones de P en hoja. Aunque el porcentaje de varianza explicada de las concentraciones foliares de P ha sido bajo (19 %), Merilä y Derome (2008) sin embargo no han obtenido para especies de coníferas varianzas significativas de las concentraciones de P en hoja explicada por los contenidos totales de P en la capa orgánica ni explicada por las concentraciones de P intercambiable en los horizontes superficiales del suelo. Ello sugiere que el control biológico interno del P por el árbol sea menor que en dichas especies y confirma la

estrecha relación del P con la materia orgánica incorporada al suelo a través del desfronde.

El K ha sido el nutriente cuyas concentraciones foliares han presentado el porcentaje menor de varianza significativa explicada por las variables estudiadas, (solamente un 8 % de la varianza ha sido explicada por los contenidos totales de Fe en la capa orgánica). Merilä y Derome (2008) en especies del género *Pinus* tampoco explicaron de forma significativa la varianza de las concentraciones foliares de K ni con los contenidos totales de K en la capa orgánica ni con las concentraciones de K intercambiable en el horizonte superficial del suelo, mientras que en especies de *Picea* logro explicar el 39 % de la varianza con los contenidos totales de K y un 30 % con las concentraciones de K soluble. La baja varianza explicada para las concentraciones foliares de K puede ser debida a que los ciclos de este elemento suelen ser muy rápidos dada la elevada movilidad de este elemento tanto en el suelo como en el árbol (Hyvärinen 1990; Merilä y Derome 2008).

El modelo obtenido para las concentraciones de Ca en hoja y que explica el 20 % de la varianza incluye los contenidos totales de Mn en la capa orgánica, el pH del suelo, los contenidos totales de K en la capa orgánica del suelo y con menor nivel de significación los contenidos de arcilla y la precipitación media anual. Merilä y Derome (2008) obtuvieron sin embargo para especies de coníferas un porcentaje de varianza mayor para las concentraciones de Ca en hoja explicado por los contenidos totales de Ca en la capa orgánica, 26 % para especies de pino y 80% para especies de *Picea*.

La inclusión en el modelo de los contenidos totales de K en la capa orgánica, como variable significativa explicativa de las concentraciones de Ca foliar, puede ser debida en parte a que los contenidos de K en la capa orgánica están correlacionados positivamente con la concentración de K^+ soluble ($R=0.36^{**}$) y estos iones se mueven fácilmente a través del floema y son suministrados a los distintos tejidos de la planta a expensas del calcio (Bergmann 1992). El efecto positivo de los contenidos de K en el suelo en las concentraciones de Ca foliar también ha sido encontrado por otros autores tanto en especies de *Picea* (UN/ECE 2001; Ladani et al. 2010) como en querquinceas (Díaz-Maroto y Vila-Lameiro 2009). A su vez, la inclusión en el modelo de los contenidos totales de Mn podría estar en parte relacionado, con el hecho de que dichos contenidos están correlacionados positivamente con la concentración de Mn^{2+} soluble ($R=0.40^{**}$) pudiendo favorecer dichos cationes, en suelos de carácter ácido, la absorción de Ca por la planta ya que una de las causas de la inhibición del crecimiento por deficiencias de Ca puede ser la baja disponibilidad de nutrientes como el Mn en el suelo (Bergmann 1992).

Estos resultados coinciden con los del informe elaborado por UN/ECE (2001) donde se obtuvo para la especie *P. sylvestris* una elevada correlación positiva (0.56**) entre las concentraciones de Ca foliar y los contenidos totales de Mn en la capa orgánica del suelo. Por otro lado, el efecto positivo de la precipitación media anual en las concentraciones foliares de Ca puede estar asociado al hecho de que la absorción de Ca está negativamente afectada por periodos prolongados de sequía (Bergmann 1992); resultados que coinciden con los encontrados para diferentes especies forestales por Potocic et al. (2005) y Sardans et al. (2008b).

En general, los resultados obtenidos en este trabajo junto con los encontrados en la bibliografía ponen de manifiesto que como consecuencia de las propiedades fisicoquímicas del suelo, de los niveles de nutrientes en el suelo y de las condiciones climáticas, otros factores como la regulación biológica interna tanto a nivel de especie como a nivel individual cuya finalidad sería el uso eficiente de nutrientes por la planta, podría reflejar mecanismos de adaptación de la especie ante condiciones adversas como son la baja disponibilidad de agua y el escaso suministro de nutrientes al suelo. Estas son características propias de ecosistemas mediterráneos como los que representa la especie *Q. ilex* estudiada en este trabajo, especialmente las formaciones de dehesas. Entre los posibles mecanismos de regulación interna se encuentran los procesos de retraslocación de nutrientes desde la hoja hacia otras partes de la planta (Aerts 1997a; Proe et al. 2000; McGroddy 2004; Fife et al. 2008), los cuales podrían estar reflejados en este trabajo por la significativa disminución obtenida de las concentraciones foliares con la edad de la hoja de los nutrientes cuyos ciclos están controlados principalmente por procesos biológicos como son el N, P, S y también del K, en cuyo ciclo intervienen principalmente procesos geológicos. Además el control biológico interno de estos elementos podría confirmarse por el hecho de que son los elementos que han presentado el coeficiente de variación más bajo, tanto en las hojas como en las capas orgánicas del suelo. Estos resultados podría explicar entre otras posibles causas, la baja varianza obtenida de las concentraciones foliares de dichos nutrientes explicada tanto por factores edáficos como climáticos.

Por otra parte el Ca y Mg son nutrientes en cuyos ciclos intervienen principalmente procesos geológicos y tienen como fuente común los minerales del suelo, estando normalmente en cantidades suficientes en el suelo, por lo que cabría esperar que fuesen nutrientes que no estuvieran controlados de manera intensa por mecanismos biológicos internos de la planta. Sin embargo los valores intermedios de los coeficientes de variación obtenidos tanto en las hojas como en las capas orgánicas de los suelos

estudiados y el bajo porcentaje de varianza explicada de sus concentraciones en hoja, tanto por factores edáficos como climáticos especialmente en el caso del Ca, podrían confirmar que la absorción de dichos nutrientes por la planta estuviera sometida a mecanismos de regulación interna por parte del árbol. De este modo estarían regulada más por la demanda que por el suministro de dichos nutrientes en el suelo, siendo esta regulación más intensa en el caso del Ca, lo que se confirma por el hecho de que es un nutriente cuyos contenidos totales en las capas orgánicas de los suelos estudiados están más ligados a la materia orgánica, que en el caso del Mg. Estos resultados coincidirían con los obtenidos por Merilä y Derome (2008) para especies del género *Picea*.

En el caso de los metales Fe y Mn cuyas propiedades son semejantes, ya que en sus ciclos intervienen predominante procesos geológicos, están sometidos a reacciones de oxido-reducción, su solubilidad en el suelo depende del carácter ácido-base del suelo, ambos presentan un elevado coeficiente de variación de sus concentraciones tanto en las hojas como en las capas orgánicas del suelo. Junto con el hecho de que son nutrientes que frecuentemente se encuentran de forma abundante en el suelo, podría pensarse que fuesen nutrientes que no estuvieran sometidos a un control biológico interno por parte del árbol. Esto es así para el Mn ya que se ha explicado el 75 % de la varianza de sus concentraciones foliares por los factores edáficos estudiados, pero no para el Fe donde solo se ha podido explicar el 26 % de varianza de sus concentraciones foliares, siendo la temperatura media anual la variable con mayor nivel de significación, seguida de los contenidos totales de Fe en la capa orgánica. Esta respuesta sugiere que el Fe este también sometido a mecanismos de regulación interna por parte de la planta por lo que el control biológico no estaría limitado solamente a elementos que forman moléculas orgánicas con enlaces fuertes, como son el caso del N, S y P. La elevada correlación obtenida por Ladani et al. (2010) entre el N y Fe en acículas de Pino podría confirmar dicho planteamiento.

La diferente respuesta obtenida de los nutrientes ante los factores climáticos también separa, por un lado, aquellos nutrientes cuyos ciclos están estrechamente controlados por procesos biológicos (como son el N y S) en cuyas concentraciones foliares no han influido de forma significativa los factores climáticos, de aquellos elementos en cuyos ciclos intervienen procesos biológicos y geológicos (como el P) o predominantemente geológicos (como el Ca, Mg y Fe) en los que los factores climáticos si han influido de forma significativa en las concentraciones foliares de los mismos, con excepción del K el cual parece comportarse de forma independiente.

Tampoco en el caso del Mn se ha obtenido una influencia significativa de los factores climáticos en sus concentraciones foliares en las que han influido con enorme intensidad los parámetros edáficos.

5. CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados presentados en los diferentes capítulos en este trabajo se alcanzan las siguientes conclusiones:

1. Del conjunto de variables que potencialmente afectan el gradiente de densidad y composición arbórea de las formaciones forestales de *Q. ilex* en la España peninsular, son las variables climáticas las más significativas (concretamente la precipitación media estival y la temperatura media anual).
2. El gradiente de densidad arbórea está asociado a un aumento en los contenidos de materia orgánica y de nitrógeno total en las capas minerales superficiales del suelo. Este incremento se acentúa con la presencia de sustratos edáficos de carácter básico, lo que sugiere el importante papel de la presencia de cationes básicos en la protección de la materia orgánica frente a la biodegradación.
3. El material originario, junto con factores climáticos y geomorfológicos, son lo que mejor reflejan la heterogeneidad de los tipos de suelo sobre los que se han desarrollado las formaciones forestales de *Quercus ilex*. Las unidades principales de suelo son Leptosoles, Cambisoles, Regosoles, Luvisoles, Alisoles y Calcisoles.
4. Los “stocks” de carbono orgánico en los primeros 20 cm de suelo, están caracterizados por presentar un amplio rango de variación, siendo ligeramente inferiores al rango de los stocks de carbono orgánico para suelos forestales a nivel Europeo (EU/UN–ECE Level I). El análisis de multiregresión del conjunto de variables estudiadas, constata que el almacenamiento de carbono en los suelos superficiales desarrollados bajo la especie *Q. ilex* está favorecido por el incremento de la densidad arbórea, la disminución de la aridez estival, el aumento del contenido de arcilla y el incremento del calcio soluble en la matriz de suelo.
5. Las relaciones entre los contenidos de nutrientes en la capa orgánica de los suelos estudiados, separan las variables más estrechamente relacionadas con la abundancia de materia orgánica en el suelo (el nitrógeno y fósforo total), de las más relacionadas con la fracción mineral del suelo (calcio, hierro y manganeso).

total). El orden seguido por las concentraciones medias de nutrientes en la capa orgánica del suelo ha sido: $\text{Ca} > \text{N} > \text{Fe} > \text{K} \geq \text{Mg} > \text{Mn} > \text{P} > \text{Zn}$.

6. La concentración iónica en la fracción soluble de la capa superficial del suelo, está definida principalmente por el material originario. En los 103 puntos de muestreo, los cationes de carácter básico son los mayoritarios en la disolución del suelo, siendo el orden de sus concentraciones: $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{Fe} > \text{Al} > \text{Mn} > \text{NH}_4$. La abundancia de cationes básicos en la fracción soluble del suelo ejercería una acción protectora frente a procesos de acidificación en la rizosfera, a la vez que disminuiría el riesgo de posibles daños en estos ecosistemas producidos excepcionalmente por estrés aluminico.
7. La forma inorgánica de nitrógeno más abundante en la fracción soluble del suelo ha correspondido a los nitratos, lo que sugiere que el amonio producido sea consumido rápidamente por diversos procesos como la nitrificación, que en el caso de los suelos estudiados puede resultar favorecida por los bajos valores obtenidos de la relación C/N en las capas orgánicas.
8. Los rangos de variación (percentil 5 y 95) de los niveles de nutrientes foliares establecidos para la especie *Q. ilex* en los puntos muestreados son: nitrógeno ($10.6 - 17.4 \text{ mg g}^{-1}$); azufre ($0.8 - 1.3 \text{ mg g}^{-1}$); fósforo ($0.6 - 1.4 \text{ mg g}^{-1}$); calcio ($3.1 - 10.1 \text{ mg g}^{-1}$), magnesio ($0.9 - 2.3 \text{ mg g}^{-1}$), potasio ($3.9 - 9.2 \text{ mg g}^{-1}$), Fe ($63 - 473 \text{ mg kg}^{-1}$); Mn ($28 - 2624 \text{ mg kg}^{-1}$); zinc ($15 - 38 \text{ mg kg}^{-1}$) y masa de 100 hojas ($2 - 11 \text{ g}$).
9. El diagnóstico foliar de las encinas en los puntos de muestreo ha indicado un estado nutritivo óptimo en la mayoría de ellos. Situaciones de deficiencia se han presentado con respecto a los macronutrientes nitrógeno y fósforo y los micronutrientes hierro y manganeso. Las situaciones de desequilibrio nutricional más importantes están relacionadas con la presencia de suelos sobre sustratos calizos y corresponden a niveles bajos de fósforo foliar y de micronutrientes (manganeso y hierro). Los encinares con concentraciones de nitrógeno por debajo del rango óptimo, no están sistemáticamente asociados a suelos con bajo contenido en materia orgánica.
10. Los rangos de variación de las concentraciones foliares de los macronutrientes obtenidos en este trabajo para la especie *Q. ilex*, son más similares a los de las

especies de coníferas (especialmente del género *Pinus*), que a los de las especies de *Quercus* caducifolios recogidas en la bibliografía. Esta similitud en los rangos de variación de macronutrientes en hoja, sugiere que estén relacionados con estrategias foliares propias de especies perennifolias. Esta característica de longevidad foliar parece que condiciona en mayor medida el estado nutritivo, que las características propias del género *Quercus*.

11. El estudio de la variación temporal de nutrientes en hoja indica que la edad de la hoja y el periodo estacional son dos factores que influyen significativamente en la concentración foliar de nutrientes. La estabilidad en las concentraciones de nutrientes en las hojas del año en curso en el período estival e invernal es similar, por lo que se consideran ambos periodos adecuados para el muestreo foliar de esta especie.
12. La comparación del estado nutritivo de las masas de encina en las cuatro formaciones forestales estudiadas, indica que la densidad arbórea no influye decisivamente en los niveles foliares de nutrientes. Es destacable que el grupo de las dehesas, caracterizado por suelos en su mayoría de baja fertilidad y condiciones climáticas de mayor aridez, no refleje niveles foliares de nutrientes significativamente inferiores al resto de las formaciones forestales.
13. Se ha constatado una relación significativa entre las concentraciones foliares de magnesio y con menor significación con el hierro, y las temperaturas medias de la época estival. El modelo predictivo obtenido en este trabajo podría servir de base para el seguimiento de la acción del clima en la nutrición foliar. La concentración foliar de magnesio y/o hierro podrían proponerse como variables indicadoras del estrés hídrico a nivel de copa.
14. Las relaciones entre las concentraciones foliares de nutrientes y su concentración en la fracción soluble del suelo no han sido muy intensas, explicando estas últimas un porcentaje bajo de la variabilidad de las concentraciones foliares; y están principalmente definidas por las propiedades ácido-base del suelo.
15. Con relación al nitrógeno, no se han constatado relaciones significativas entre las concentraciones en hoja y su contenido total en las capas tanto orgánicas como minerales superficiales del suelo. Sin embargo, si se ha constatado una relación significativa con la concentración de nitratos en la fracción soluble.

16. Las relaciones suelo-planta, para la mayor parte de los nutrientes, han sido más intensas con la capa orgánica que con la fracción soluble de la capa mineral superficial de suelo.
17. El conjunto de las variables edafo-climáticas estudiadas han explicado una escasa variabilidad de las concentraciones foliares de nutrientes, con excepción del Mn, lo que sugiere que en la dinámica de nutrientes (a excepción del manganeso) influyan de manera importante mecanismos de control biológico interno y que su absorción esté probablemente regulada por la demanda más que por el suministro de nutrientes por el suelo.

6. BIBLIOGRAFÍA

6. BIBLIOGRAFÍA

- Aber JD, Melillo JM, McClaugherty CA (1990) Predicting long-term patterns of mass-loss, nitrogen dynamics, and soil organic-matter formation from initial fine litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Can J Bot.* 68 (10):2201-2208
- Aerts R (1996) Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology* 84:597-608
- Aerts R (1997a) Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: A triangular relationship. *Oikos* 79 (3):439-449. doi:10.2307/3546886
- Aerts R (1997b) Nitrogen partitioning between resorption and decomposition pathways: a trade-off between nitrogen use efficiency and litter decomposability? *Oikos* 80: 603-606
- Aerts R, Chapin FS (2000) The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. In: Fitter AH, Raffaelli DG (eds) *Advances in Ecological Research*, Vol 30. *Advances in Ecological Research*. Elsevier Academic Press Inc, San Diego, pp 1-67
- Agnelli A, Ascher J, Corti G, Ceccherini MT, Nannipieri P, Pietramellara G (2004) Distribution of microbial communities in a forest soil profile investigated by microbial biomass, soil respiration and DGGE of total extracellular DNA. *Soil Biol Biochem* 36:859-868
- Agren GI (2008) Stoichiometry and Nutrition of Plant Growth in Natural Communities. In: *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic*, vol 39. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic*. Annual Reviews, Palo Alto, 153-170. doi:10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173515
- Aitkenhead-Peterson JA, Alexander JE, Albrechtova J, Kram P, Rock B, Cudlin P, Hruska J, Lhotakova Z, Huntley R, Oulehle F, Polak T, McDowell WH (2006) Linking foliar chemistry to forest floor solid and solution phase organic C and N in *Picea abies* [L.] karst stands in northern Bohemia. *Plant Soil* 283 (1-2):187-201. doi:10.1007/s11104-006-0010-7
- Alcaraz F, Clemente M, Barreña JA, Álvarez Rogel J (1999) *Manual de teoría y práctica de Geobotánica*. ICE Universidad de Murcia y Diego Marín. CE Universidad de Murcia y Diego Marín, Murcia
- Alewel C, Manderscheid B, Gerstberger P, Matzner E (2000) Effects of reduced atmospheric deposition on soil solution chemistry and elemental contents of spruce needles in NE-Bavaria, Germany. *Plant Nutr Soil Sci* 163:509-516
- Alewel C, Armbruster M, Bittersohl J, Evans CD, Meesenburg H, Moritz K, Prechtel A (2001) Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrol Earth Syst Sci* 5 (3):367-378

- Alfani A, Maisto G, Iovieno P, Rutigliano A, Bartoli G (1996) Leaf contamination by atmospheric pollutants as assessed by elemental analysis of leaf tissue, leaf surface deposit and soil. *Journal Plant Physiology* 148:243-248
- Allué Andrade J (1990) Atlas Fitoclimático de España: Taxonomías. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid
- Allue Andrade J, Manrique E (1993) La homologación en fitoclimatología forestal. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. 12 p.
- Almagro M, Lopez J, Boix-Fayos C, Albaladejo J, Martinez-Mena M (2010) Belowground carbon allocation patterns in a dry Mediterranean ecosystem: a comparison of two models. *Soil Biology & Biochemistry* 42:1549-1557
- Alonso C, Herrera CM (2003) Developmental and spatial covariation of nutrients in growing leaves of *Daphne laureola* and their relationships with herbivory. *New Phytologist* 159 (3):645-656. doi:10.1046/j.1469-8137.2003.00831.x
- Andersson M (1988) Toxicity and tolerance of aluminum in vascular plants. *Water Air Soil Pollution* 39:439-462
- Andersson M, Pahlsson AMB, Berlin G, Falkengren-Grerup U, Tyler G (1989) Environment and mineral nutrients of beech (*Fagus sylvatica* L) in South-Sweden. *Flora* 183 (5-6):405-415
- Andivia E, Fernandez M, Vazquez-Pique J, Gonzalez-Perez A, Tapias R (2010) Nutrients return from leaves and litterfall in a Mediterranean cork oak (*Quercus suber* L.) forest in southwestern Spain. *European Journal of Forest Research* 129 (1):5-12. doi:10.1007/s10342-009-0274-6
- Andreetta A, Ciampalini R, Moretti P, Vingiani S, Poggio G, Matteucci G, Tescari F, Carnicelli S (2011) Forest humus forms as potential indicators of soil carbon storage in Mediterranean environments. *Biology and Fertility of Soils* 47 (1):31-40. doi:10.1007/s00374-010-0499-z
- Anon. (2006) Soil ecological diversity as it relates to the level of disturbance in Mt. Malindang (Philippines).
- Aponte C, García Fernández LV, Navarro Copete M, Gutiérrez González E, Pérez-Ramos I, Del Pozo M, Marañón Arana T (2008) Variabilidad espacial a diferentes escalas en el desfronde de dos especies de *Quercus* y su relación con la heterogeneidad del suelo subyacente. *Cuad Soc Esp Cienc For* 25:73-78
- Aponte C, Maranon T, Garcia LV (2010) Microbial C, N and P in soils of Mediterranean oak forests: influence of season, canopy cover and soil depth. *Biogeochemistry* 101 (1-3):77-92. doi:10.1007/s10533-010-9418-5
- Aponte C, Garcia LV, Perez-Ramos IM, Gutierrez E, Maranon T (2011) Oak trees and soil interactions in Mediterranean forests: a positive feedback model. *J Veg Sci* 22 (5):856-867. doi:10.1111/j.1654-1103.2011.01298.x

- Arthur MA, Siccama TG, Yanai RD (1999) Calcium and magnesium in wood of northern hardwood forest species: relations to site characteristics. *Can J For Res-Rev Can Rech For* 29 (3):339-346. doi:10.1139/cjfr-29-3-339
- Asp H, Berggren D (1990) Phosphate and calcium uptake in beech in the presence of aluminum and natural fulvic acids. *Physiol Plant* 80:307-314
- Attiwill PM, Adams MA (1993) Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124 (4):561-582. doi:10.1111/j.1469-8137.1993.tb03847.x
- Augustin S, Bolte A, Holzhausen M, Wolff B (2005) Exceedance of critical loads of nitrogen and sulphur and its relation to forest conditions. *European Journal of Forest Research* 124 (4):289-300. doi:10.1007/s10342-005-0095-1
- Augusto L, Ranger J (2001) Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. *Annals of Forest Science* 58 (1):47-58
- Augusto L, Ranger J, Binkley D, Rothe A (2002) Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann Sci* 59:233-253
- Aussenac G, Granier A (1982) Comportement hydrique estival de *Cedrus atlantica* Manetti, *Quercus ilex*, L et *Quercus pubescens* Will. et de divers pins dans le Mont Ventoux. *Annales des Sciences Forestieres* 39:41-62
- Balboa-Murias MA, Rojo A, Alvarez JG, Merino A (2006) Carbon and nutrient stocks in mature *Quercus robur* L. stands in NW Spain. *Ann For Sci* 63:557-565
- Balesdent J, Chenu C, Balabane M (2000) Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53 (3-4):215-230
- Ballard R (1980) Phosphorus nutrition and fertilization of forest trees. In *Role of Phosphorus in Agriculture* American Society of Agronomy, Madison: 736-804
- Ballard TM (1985) Foliar analysis for deficiency diagnosis and fertilizer prescription in forestry: variability considerations. In: Luttmerring, H.A., L.E. Lowe, and T.M. Ballard (eds). *B.C. Ministry of Environment* 143-153
- Ballard TM, Carter RE (1986) Evaluating forest stand nutrients status. *British Columbia Land Manage Report*. Ministry of Forest, Victoria
- Barber SA (1995) *Soil nutrient Bioavailability. A mechanistic approach*, 2^a ed. Wiley, ed, New York
- Baritz R, Seufert G, Montanarella L. (2010) Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management* 260(3):262-277
- Batjes NH (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47 (2):151-163. doi:10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x
- Batjes NH, Dijkshoorn JA (1999) Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. *Geoderma* 89 (3-4):273-286. doi:10.1016/s0016-7061(98)00086-x

- Bauer G, Schulze ED, Mund M (1997) Nutrient contents and concentrations in relation to growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* along a European transect. *Tree Physiol* 17 (12):777-786
- Beare M, Parmelee R, Endrix P, Cheng W, Coleman D, Crossley D (1992) Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecological Monographs* 62 (4):569-591. doi:10.2307/2937317
- Beaufils ER (1973) Diagnosis and Recommendation Integrated System (DRIS). *Soil Science Bull*, vol 1. University of Natal, Pietermaritzburg, South Africa
- Beier C, Blanck K, Bredemeier M, Lamersdorf N, Rasmussen L, Xu YJ (1998) Field-scale 'clean rain' treatments to two Norway spruce stands within the EXMAN project - effects on soil solution chemistry, foliar nutrition and tree growth. *Forest Ecology and Management* 101 (1-3):111-123. doi:10.1016/s0378-1127(97)00129-1
- Beier C, Emmett BA, Peñuelas J, Schmidt IK, Tietema A, Estiarte M, Gundersen P, Llorens L, Riis-Nielsen T, Sowerby A, Gorissen A (2008) Carbon and nitrogen cycles in European ecosystems respond differently to global warming. *Sci Total Environ* 407 (1):692-697. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.10.001
- Berg B, Muller M, Wessen B (1987) Decomposition of red-clover (*trifolium-pratense*) roots. *Soil Biol Biochem* 19 (5):589-593. doi:10.1016/0038-0717(87)90103-9
- Berg B, McClaugherty C (1989) Nitrogen and phosphorus release from decomposing litter in relation to the disappearance of lignin. *Can J Bot* 67 (4):1148-1156
- Berg B, Ekbohm G (1991) Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types - long-term decomposition in a Scots pine forest. *Can J Bot* 69 (7):1449-1456
- Berg B, Berg MP, Bottner P, Box E, Breymeyer A, Deanta RC, Couteaux M, Escudero A, Gallardo A, Kratz W, Madeira M, Malkonen E, McClaugherty C, Meentemeyer V, Munoz F, Piussi P, Rémacle J, Desanto AV (1993) Litter mass-loss rates in Pine forests of Europe and eastern United-States - some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry* 20 (3):127-159. doi:10.1007/bf00000785
- Berg B, Johansson MB, Meentemeyer V (2000) Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Can J For Res* 30 (7):1136-1147. doi:10.1139/cjfr-30-7-1136
- Berg B (2000) Litter decomposition and matter turnover in Northern forest soils. *Forest Ecol Manage* 133 (1-2):13-22
- Berg B, De Santo AV, Rutigliano FA, Fierro A, Ekbohm G (2003) Limit values for plant litter decomposing in two contrasting soils influence of litter elemental composition. *Acta Oecol Int J Ecol* 24 (5-6):295-302.
- Berg B, Steffen KT, McClaugherty C (2007) Litter decomposition rate is dependent on litter Mn concentrations. *Biogeochemistry* 82 (1):29-39. doi:10.1007/s10533-006-9050-6

- Bergmann W (1992) Nutritional disorders of plants: development, visual and analytical diagnosis. Gustav Fisher, Jena, Stuttgart, New York
- Binkley D, Valentine, D. (1991) Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine and Norway spruce in a replicated experiment. *For Ecol Manage* 40:13-25
- Binkley D (1993) Nutrición Forestal. Practicas de manejo. Editorial Limusa. Grupo Noriega Editores. 340 p
- Blanco Andray A (2004) El suelo en los bosques de Quercus. In: MMA (ed) La seca: El decaimiento de encinas, alcornoques y otros Quercus en España, Madrid, 419 p
- Blaser P, Zysset M, Zimmermann S, Luster J (1999) Soil Acidification in Southern Switzerland between 1987 and 1997: A case Study Based on the Critical Load Concept. *Environ Sci Technol* 33:2383-2389
- Bohlen PJ, Pelletier DM, Groffman PM, Fahey TJ, Fisk MC (2004) Influence of earthworm invasion on redistribution and retention of soil carbon and nitrogen in northern temperate forest. *Ecosystems* 7:13-27
- Boix-Fayos C, Vente J, Albaladejo J et al. (2009) Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems *Agriculture Ecosystems and Environment* 133 (1-2):75-85
- Bonanomi G, Incerti G, Antignani V, Capodilupo M, Mazzoleni S (2010) Decomposition and nutrient dynamics in mixed litter of Mediterranean species. *Plant and Soil* 331 (1-2):481-496. doi:10.1007/s11104-009-0269-6
- Bonneau M (1986) Diagnostic foliaire. Paper presented at the Cours de pédologie forestiere, Engret, centre de Nancy, France,
- Bonneau M, Nys C (1999) Effects of atmospheric nitrogen deposition in forest stands: Recognizing the consequences by foliar analysis. In: Karjalainen T, Spiecker H, Laroussinie O (eds) Causes and Consequences of Accelerating Tree Growth in Europe. European Forest Institute Proceedings. European Forest Institute, Joensuu, pp 17-23
- Brady NC, Weil RR (1996) The nature and properties of soil. Prentice Hall. New Jersey
- Brasier CM (1996) Phytophthora cinnamomi and oak decline in Southern Europe. Environmental constraints including climate change. *Ann Sci For* 53 (2-3):347-358. doi:10.1051/forest:19960217
- Bravo-Oviedo A, Roig S, Bravo F, Montero G, Del Rio M (2011) Environmental variability and its relationship to site index in Mediterranean maritime pine. *For Syst* 20 (1):50-64
- Browder JF, Niemiera AX, Harris JR, Wright RD (2005) Growth response of container-grown pin oak and Japanese maple seedlings to sulfur fertilization. *Hortscience* 40 (5):1524-1528

- Burg VD (1990) Stickstoff und sauredeposition und die nährstoffversorgung niederländischer wälder auf pleistozanen sandböden. *Forst Holz* 45:293-294
- Burke IC, Yonker CM, Parton WJ, Cole CV, Flach K, Schimel DS (1989) Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America* 53:800-805
- Bussotti F, Ferretti M (1998) Air pollution, forest condition and forest decline in Southern Europe: an overview. *Environmental Pollution* 101 (1):49-65. doi:10.1016/s0269-7491(98)00039-6
- Bussotti F, Borghini F, Celesti C, Leonzio C, Bruschi P (2000) Leaf morphology and macronutrients in broadleaved trees in central Italy. *Trees-Struct Funct* 14 (7):361-368. doi:10.1007/s004680000056
- Callesen I, Raulund Rasmussen K, Gundersen P, Stryhn H (1999) Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management* 114 (1):71-82
- Calvo de Anta R (1992) El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural. Universidad de Santiago de Compostela (Ed) A Coruña
- Camarero JJ, Gutierrez E (2004) Pace and pattern of recent tree line dynamics: Response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Clim Change* 63 (1-2):181-200. doi:10.1023/b:clim.0000018507.71343.46
- Canadell J, Vilá M (1992) Variation in tissue element concentrations in *Quercus ilex* L. over a range of different soils. *Vegetatio* 99-100:273-282
- Caritat A, Terradas J (1990) Micronutrients in biomass fractions of holm oak, beech and fir forests of the montseny massif (Catalonia, ne Spain). *Annales des Sciences Forestieres* 47 (4):345-352. doi:10.1051/forest:19900406
- Carreira JA, Harrison AF, Sheppard LJ, Woods C (1997) Reduced soil P availability in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong) Carr) plantation induced by applied acid-mist: Significance in forest decline. *For Ecol Manage* 92 (1-3):153-166. doi:10.1016/s0378-1127(96)03914-x
- Carter RE (1992) Diagnosis and interpretation of forest stand nutrient status. In: Chappell HN, Weetman, G.F. & Miller, R.E. (Eds.) *Forest fertilization: sustaining and improving nutrition and growth of western forests*. College of Forest Resources Contribution, University of Washington, Seattle, 90-97 p
- Carter RE, Klinka K (1988) Douglas-fir fertilization for industrial use: an establishment report. Forestry Canada, Pacific and Yukon Region, FRDA 33 p
- Casals P, Gimeno C, Carrara A, Lopez-Sangil L, Sanz MJ (2009) Soil CO₂ efflux and extractable organic carbon fractions under simulated precipitation events in a Mediterranean Dehesa. *Soil Bio Biochem* 41(9):1915-1922
- Castell C, Terradas J, Tenhunen JD (1994) Water relations, gas exchange, and growth of resprouts and mature plant shoots of *Arbutus unedo* L. and *Quercus ilex* L. *Oecologia* 98:201-211

- CEE (1993) Reglamento nº 926/93. Diario oficial de las Comunidades europeas. L 100:1-35
- CCE (1995) Reglamento (CEE) nº 1398/95. Diario oficial de las Comunidades europeas 100:1-35
- Cerasoli S, Maillard P, Scartazza A, Brugnoli E, Chaves MM, Pereira JS (2004) Carbon and nitrogen winter storage and remobilisation during seasonal flush growth in two-year-old cork oak (*Quercus suber* L.) saplings. *Annals of Forest Science* 61 (7):721-729. doi:10.1051/forest:2004058
- Chapin FS (1980) The mineral nutrition of wild plants. *Ann Rev Ecol Syst* 11:233-260
- Chapin FS, Matson PA, Mooney HA (2002) *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, Nueva York. USA.
- Clarke N, Cools N, Derome J, Derome K, De Vos B, Fuerst A, Koenig N, Kowalska A, Mosello R, Tartari GA, Ulrich E (2008) Plausible range for elements in foliage samples. *Quality Assurance and Control in Laboratories: A review of possible quality checks and other forms of assistance ICP Forests Working Group on QA/QC in Laboratories, (Version 1, May 2008): 56 S. bfw.ac.at/rz/bfwcms.*
- Cole DW (1995) Soil nutrient supply in natural and managed forests. *Plant Soil* 168:43-53. doi:10.1007/bf00029312
- Conde P, Martín Rubí JA, Garcia R, Jimenez Ballesta R (2009) Determination of the neutralization capacity of soils using abrasion pHs, base cations concentrations and mineralogy in Castilla La Mancha (Spain) *Fresenius Environmental* 18 (3):280-293
- Cortez J, Demard JM, Bottner P, Monrozier LJ (1996) Decomposition of Mediterranean leaf litters: A microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. *Soil Biol Biochem* 28 (4-5):443-452. doi:10.1016/0038-0717(96)00005-3
- Côté B, Fyles JW (1994) Nutrient concentration and acid-base status of leaf litter of tree species characteristic of the hardwood forest of southern Quebec. *Can J For Res* 24 (1):192-196. doi:10.1139/x94-027
- Côté B, Fyles, JW. (1993) Nutrient concentration and acid-base status of leaf litter of tree species characteristic of the hardwood forest of southern Quebec. *Can J For Res* 24:192-196
- Cotillas M, Sabate S, Gracia C, Espelta JM (2009) Growth response of mixed Mediterranean oak coppices to rainfall reduction. Could selective thinning have any influence on it? *For Ecol Manage* 258(7):1677-1683. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.033
- Cotrufo MF, Ineson P, Rowland AP (1994) Decomposition of tree leaf litters grown under elevated CO₂ - effect of litter quality. *Plant Soil* 163 (1):121-130

- Cotrufo MF, Desanto AV, Alfani A, Bartoli G, Decristofaro A (1995) Effects of urban heavy-metal pollution on organic-matter decomposition in *Quercus ilex* L. woods. Environ Pollut 89 (1):81-87. doi:10.1016/0269-7491(94)00041-b
- Courchesne F (1991) Electrolyte concentration and composition effects on sulfate sorption by 2 spodosols. Soil Sci Soc Am J 55 (6):1576-1581
- Couteaux MM, Aloui A, Kurz-Besson C (2002) Pinus halepensis litter decomposition in laboratory microcosms as influenced by temperature and a millipede, Glomeris marginata. Appl Soil Ecol 20 (2):85-96. doi:10.1016/s0929-1393(02)00013-6
- Criquet S, Ferre E, Farnet AM, Le petit J (2004) Annual dynamics of phosphatase activities in an evergreen oak litter: influence of biotic and abiotic factors. Soil Biol Biochem 36 (7):1111-1118. doi:10.1016/j.soilbio.2004.02.021
- Cronan CS, April R, Bartlett R, Bloom P, Driscoll CT, Henderon G, Thornton F (1989) Aluminum Toxicity in forest exposed to acidic deposition: The ALBIOS results. Water, Air and Soil Pollution 48:181-192
- Cronan CS, Schofield CL (1990) relationships between aqueous aluminum and acidic deposition in forested watersheds of North America and northern Europe. Environ sci Technol 24:1100-1105
- Cronan CS, Grigal FD (1995) Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest Ecosystems. Environmental Quality 24:209-226
- Cubera E, Moreno G (2007a) Effect of land-use on soil water dynamic in dehesas of Central-Western Spain. Catena 71 (2):298-308
- Cubera E, Moreno G (2007b) Effect of single *Quercus ilex* trees upon spatial and seasonal changes in soil water content in dehesas of central western Spain. Ann For Sci 64 (3):355-364. doi:10.1051/forest:2007012
- Cubera E, Moreno G, Solla A (2009) *Quercus ilex* root growth in response to heterogeneous conditions of soil bulk density and soil NH₄-N content. Soil and Tillage Research: 103 (1): 16-22
- Dahlgren R, Singer MJ, Huang X (1997) Oak tree and grazing impacts on soil properties and nutrients in a California oak woodland. Biogeochemistry 39 (1):45-64. doi:10.1023/a:1005812621312
- Dahlgren RA, Horwath WR, Tate KW, Camping TJ (2003) Blue oak enhance soil quality in California oak woodlands. California Agriculture 57 (2):42-47
- Dalias P, Kokkoris GD, Troumbis AY (2003) Functional shift hypothesis and the relationship between temperature and soil carbon accumulation. Biology and Fertility of Soils 37 (2):90-95
- Davey MP, Berg B, Emmett BA, Rowland P (2007) Decomposition of oak leaf litter is related to initial litter Mn concentrations. Can J Bot 85 (1):16-24. doi:10.1139/b06-150

- David TS, Henriques MO, Kurz-Besson C, Nunes J, Valente F, Vaz M, Pereira JS, Siegwolf R, Chaves MM, Gazarini LC, David JS (2007) Water-use strategies in two co-occurring Mediterranean evergreen oaks: surviving the summer drought. *Tree Physiology* 27 (6):793-803
- De Coninck F, Van ranst E (1996) Soils and their interaction with mineral polluting substances. Internal document, University of Gent: 11 p.
- De la Cruz Calleja AC, González González MI, Serrano Játiva M, Minaya Gallego MT, Portillo Alberca M, Grau Corbí JM (2009) Producción y composición química del desfronde en las parcelas intensivas de la red europea de Nivel II (ICP-Forest). Paper presentado en el 5º Congreso Forestal Español. Montes y Sociedad: Saber qué hacer, Ávila 21 - 25 de septiembre de 2009
- De Marco A, Vittozzi P, Rutigliano FA, Virzo de Santo A (2002) Nutrient Dynamics during decomposition of four different Pine litters. Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale, Università Federico II, Naples
- De Vries W, Van Grinsven J, Van Breemen N, Leeters E, Jansen P (1995) Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma* 67 (1):17-43
- De Vries W, Reinds GJ, Vam Kerkvoorde MS, Hendriks CMA, Leeters EEJM, Gross CP, Voogd JCH, Vel EM (2000) Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report 2000. United Nations Economic Commission for Europe, European Commission, Brussels, Geneva, 191 p
- De Vries W, Reinds G, van der Salm C, Draaijers G, Bleeker A, Erisman J, Auee J, Gundersen P, Kristensen H, van Dobben H, de Zwart D, Derome J, Voogd J (2001) Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2001. EC-UN/ECE. Forest Intensive Monitoring Coordinating Centre.
- De Vries W, Reinds GJ, Van Dobben H, Vel EM (2002) Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, Brussels
- De Vries W, Reinds GJ, Vel. E (2003) Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe 2: atmospheric deposition and its impacts on soil solution chemistry. *Forest Ecology and Management* 174:97-115
- De Wald LE, Sucoff EI, Ohno T, Buschena CA (1990) Response of northern red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings to soil solution aluminum. *Can J For Res* 20:331-336
- De Wit HA, Eldhuset D, Mulder J (2010) Dissolved Al reduces Mg uptake in Norway spruce forest: results from a long-term field manipulation experiment in Norway. *For Ecol Manage* 259:2072-2082
- Del Arco J, Escudero A, Garrido MV (1991) Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescing leaves. *Ecology* 72:701-708

- Del Rio VA, Castella L, Milán JL, Seisdedos MT, Cruza L (1991) Evolución estacional de nutrientes en la vegetación leñosa de la dehesa "El Borril". Toledo. Revista INIA: 399-404
- Devliegher W, Verstraete W (1997) The effect of *Lumbricus terrestris* on soil in relation to plant growth: effects of nutrient-enrichment processes (NEP) and gut-associated processes (GAP). *Soil Biol Biochem* 29:341-346
- Díaz-Hernandez J, Barahona E, Linares J (2003) Organic and inorganic carbon in soils of semiarid regions: a case study from the Guadix-Baza basin (Southeast Spain). *Geoderma* 114:65-80
- Díaz-Maroto IJ, Vila-Lameiro P (2006) Litter production and composition in natural stands of *Quercus robur* L. (Galicia, Spain). *Pol J Ecol* 54 (3):429-439
- Díaz-Maroto IJ, Vila-Lameiro P, Silva-Pando FJ (2009) Nutrient Status in Oak Forests in Galicia, Northwest Spain: Foliar and Soil Concentration. *Commun Soil Sci Plant Anal* 40 (11-12):1906-1923. doi:10.1080/00103620902896787
- Díaz-Pinés E, Rubio A, Van Miegro H, Montes F, Benito M (2011) Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forest?. *Forest Ecology and Management* 262 (10):1895-1904 doi:10.1016/j.foreco.2011.02.004
- Dickson RE (1989) Carbon and nitrogen allocation in trees. *Annales des Sciences Forestieres* 46:S631-S647. doi:10.1051/forest:198905ART0142
- Dominguez MT, Maranon T, Murillo JM, Schulín R, Robinson BH (2010) Nutritional Status of Mediterranean Trees Growing in a Contaminated and Remediated Area. *Water Air Soil Pollut* 205 (1-4):305-321. doi:10.1007/s11270-009-0075-z
- Draaijers GPJ, Van Leeuwen PGH, Erisman JW (1996) Deposition on base cations in Europe and its role in acid neutralization and forest nutrition. RIVM, the Netherlands.
- Drewry J, Cameron KC, Buchan GD (2008) Pasture yield and soil physical property responses to soil compactación from treading and grazing. *Austr J Soil Res* 46:237-256
- Duchaufour P (1984) *Edafogénesis y Classification*. Ed. Masson, Paris, France.
- Echeverría ME (2000) Impact of pine plantations on the form and mobility of nitrogen in soils of the eastern escarpment region of South Africa. Thesis Submitted to the Department of Geological Sciences. University of Cape
- EC-UN/ECE (1997) *Forest Soil Condition in Europe. Results of a Large-Scale Soil Survey*. Geneva edn. United Nations Economic Commission for Europe, Brussels
- EFDAC (2000) European Forest Data Centre. <http://efdac.jrc.europa.eu/index.php/climate>.
- Egilla JN, Davies FT, Boutton TW (2005) Drought stress influences leaf water content, photosynthesis, and water-use efficiency of *Hibiscus rosa-sinensis* at three

- potassium concentrations. *Photosynthetica* 43 (1):135-140. doi:10.1007/s11099-005-5140-2
- Elser JJ, Acharya K, Kyle M, Cotner J, Makino W, Markow T, Watts T, Hobbie S, Fagan W, Schade J, Hood J, Sterner RW (2003) Growth rate-stoichiometry couplings in diverse biota. *Ecol Lett* 6 (10):936-943. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00518.x
- Elser JJ, Bracken MES, Cleland EE, Gruner DS, Harpole WS, Hillebrand H, Ngai JT, Seabloom EW, Shurin JB, Smith JE (2007) Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol Lett* 10 (12):1135-1142. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Endivia E, Fernández M, Vázquez-Piqué J, González-Pérez A, Tapias R (2010) Nutrients return from leaves and litterfall in a Mediterranean cork oak (*Quercus suber* L.) forest in southwestern Spain. *European Journal of Forest Research* 129:5-12
- Escudero Berián A, García Criado B (1981) Materiales aportados al suelo por la encina en la zona de dehesas salmantina. II. Composición mineral. *Studia Oecologica* 1 (2):213-240
- Escudero A (1985) Efectos de árboles aislados sobre las propiedades químicas del suelo. *Rev Ecol Bio Sol* 22 (2):149-159
- Escudero Berian A, García Criado B, Alonso Peloché H (1985) El ciclo del potasio en dehesas de *Quercus rotundifolia* y *Quercus pyrenaica*. *Mediterránea Ser Biol* 8:103-123
- Escudero A, Manzano JJ, Del Arco JM (1987) Nitrogen concentrations in the leaves of different Mediterranean woody species. In: *Ecología Mediterránea*, vol XIII. Universidad de Salamanca, Salamanca, pp 11-17
- Escudero A, Delarco JM, Garrido MV (1992a) The efficiency of nitrogen retranslocation from leaf biomass in *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio* 100:225-237
- Escudero A, Del Arco JM, Sanz IC, Ayala J (1992b) Effects of leaf longevity and retranslocation efficiency on the retention time of nutrients in the leaf biomass of different woody species. *Oecologia* 90: 80-87.
- Escudero A, Mediavilla S (2003a) Decline in photosynthetic nitrogen use efficiency with leaf age and nitrogen resorption as determinants of leaf life span. *Journal of Ecology* 91 (5):880-889. doi:10.1046/j.1365-2745.2003.00818.x
- Escudero A, Mediavilla S (2003b) Dinámica interna de los nutrientes. *Ecosistemas* XII (1):1-8
- Espejo R, Barragán E, Pérez-Arias J (1990) El mulch de piedra y la relación suelo-agua en los suelos desarrollados sobre formaciones de ladera. *Ecología* 4:15-21
- EUR 23480 EN (2008) High Nature Value Farmland in Europe an estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. European Environment Agency

- Evrendilek F, Berberoglu S, Taskinsu-Meydan S, Yilmaz E (2006) Quantifying carbon budgets of conifer Mediterranean forest ecosystems, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 119:527-543
- Evrendilek F, Celik I, Kilic S (2004) Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems. *Journal of Arid Environments* 59 (4):743-752
- Eymar E, Cadahia C, Sanchez A (2001) Foliar nutrient reference levels obtained in hydroponic cultures as preliminary norms for DRIS to fertigate conifers. *Commun Soil Sci Plant Anal* 32 (1-2):267-282. doi:10.1081/css-100103006
- FAO (2006) Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FAO, ISRIC, IW (1998) Reference Base for Soil Resources. Vol Report 84. FAO, Rome, Italy.
- FAO/ISRIC/ISSS (2006) World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World soil resources reports 103, Rome.
- Fernández-Cancio A, Manrique-Menéndez E (2001) Programas GENPT para la reconstrucción de una estación meteorológica con resolución mensual en cualquier punto del territorio español, conocidas sus coordenadas y su altitud. Software Registration 106.649, Madrid
- Ferran A, Delitti W, Vallejo VR (2005) Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): II. plant and soil nutrients. *Plant Ecology* 177:71-83
- Fiedler HJ, Höhne H (1984) Die Bor.Ernährung von Koniferen und ihre Beziehung zum Gehalt an Calcium und Kalium in den Assimilationsorganen. *BeitrfdForstwirtschaft* 18:73-80
- Fife DN, Nambiar EKS, Saur E (2008) Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment. *Tree Physiol* 28 (2):187-196
- Fioretto A, Papa S, Pellegrino A, Fuggi A (2007) Decomposition dynamics of *Myrtus communis* and *Quercus ilex* leaf litter: Mass loss, microbial activity and quality change. *Appl Soil Ecol* 36 (1):32-40. doi:10.1016/j.apsoil.2006.11.006
- Fischer R, Lorenz M, Köhl M, Mues V, Granke O, Iost S, van Dobben H, Reinds G, de Vries W (2010) El Estado de los Bosques en Europa. Informe Ejecutivo 2010. ICP Forests y Comisión Europea. [Http.org/RepEx.htm](http://repex.htm) .21 p
- Fisher RF, Binkley D (2000) Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons (edn9, New York
- Fitzhugh RD, Driscoll CT, Groffman PM, Tierney GL, Fahey TJ, Hardy JP (2003) Soil freezing and the acid-base chemistry of soil solutions in a northern hardwood forest. *Soil Sci Soc Am J* 67 (6):1897-1908

- Flückiger W, Braun S (2003) Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees—a comment. Working Group Presentations Institute for Applied Plant Biology, 4124 Schönenbuch, Switzerland
- Foster NW, Nicolson JA, Hazlett PW (1989) Temporal variation in nitrate and nutrient cations in drainage waters from a deciduous forest. *J Environ Qual* 18 (2):238-244
- Frey SD, Knorr M, Parrent JL, Simpson RT (2004) Chronic nitrogen enrichment affects the structure and function of the soil microbial community in temperate hardwood and pine forests. *For Ecol Manage* 196 (1):159-171. doi:10.1016/j.foreco.2004.03.018
- Furst A (1992) Bedeutung des Schwefel- Stickstoffverhältnisses für die Beurteilung des Ernährungszustandes von Fichten. *FBVA Berichte* 71:51 - 54
- Fussel H-M, Klein RJT (2006) Climate change vulnerability assessments: an evolution of conceptual thinking, *Climatic Change* 75:301-329.
- Gago C, Fernández ML, Álvarez E (2002) Aqueous aluminum species in forest soils affected by fluoride emissions from an aluminum smelter in NW Spain. *Fluoride* 35:110-121
- Gallardo A, Covelo F, Morillas L, Delgado M (2009) Ciclos de nutrientes y procesos edáficos en los ecosistemas terrestres: especificidades del caso mediterráneo y sus implicaciones para las relaciones suelo-planta. *Ecosistemas* 2:4-19
- Gallardo A, Merino J (1993) Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. *Ecology* 74:152-161
- Gallardo A, Rodríguez-Saucedo JJ, Covelo F, Fernández-Alés R (2000) Soil nitrogen heterogeneity in a Dehesa ecosystem. *Plant and Soil* 222 (1-2):71-82
- Gallardo JF, Martín A, Moreno G, Santa Regina I (1998) Nutrient cycling in deciduous forest ecosystems of the Sierra de Gata mountains: nutrient supplies to the soil through both litter and throughfall. *Annales Des Sciences Forestieres* 55 (7):771-784. doi:10.1051/forest:19980702
- Gandullo JM, Sánchez Palomares O, Serrada R (1986) *Prácticas de Geología y Edafología*. Escuela Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- Ganuza A, Almendros G. (2003) Organic carbon storage in soils of the Basque Country (Spain): the effect of climate, vegetation type and edaphic variables. *Biology and Fertility of Soils* 37 (3): 154-162
- García Fernández L, Aponte Perales C, Pozuelos Rojas A, Gutiérrez González E, Florido Fernández M, Pérez-Ramos I, Marañón Arana T (2008) Relación entre la composición de las hojas, desfronde, hojarasca y suelo en un bosque mixto de *Quercus suber* L. y *Q. canariensis* Willd. *Cuad Soc Esp Cienc For* 25:201-207
- García López J, Gonzalo Jiménez J, Allue Camacho C (2002) Caracterización fitoclimática de procedencias de encinar (*Quercus ilex* L. subs. *ballota* (Desf.) Samp. y *Quercus ilex* L. subsp *ilex*) en el centro norte peninsular. *Invest Sist Recur For* 11 (1):77-96

- Garcia-Pausas J, Casals P, Camarero L, Huguët C, Sebastià MT, Thompson R, Romanya J (2007) Soil organic carbon storage in mountain grasslands of the Pyrenees: effects of climate and topography. *Biogeochemistry* 82:279-289
- Garcia-Pausas J, Casals P, Camarero L, Huguët C, Thompson R, Sebastià M, Romanya J (2008) Factors regulating carbon mineralization in the surface and subsurface soils of Pyrenean mountain grasslands. *Soil Biol Biochem* 40 (11):2803-2810. doi:10.1016/j.soilbio.2008.08.001
- Gea-Izquierdo G, Montero G, Canellas I (2009a) Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree-grass interactions. *Agroforest Syst* 76:375-387. doi:10.1007/s10457-009-9211-4
- Gea-Izquierdo G, Martín-Benito D, Cherubini P, Canellas I (2009b) Climate-growth variability in *Quercus ilex* L. west Iberian open woodlands of different stand density. *Ann For Sci* 66 (8):12. doi:10.1051/forest/2009080
- Gea-Izquierdo G, Allen-Díaz B, Miguel AS, Canellas I (2010) How do trees affect spatio-temporal heterogeneity of nutrient cycling in Mediterranean annual grasslands? *Ann For Sci* 67 (1). doi:10.1051/forest/2009091
- Gholz HL, Wedin DA, Smitherman SM, Harmon ME, Parton WJ (2000) Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6 (7):751-765. doi:10.1046/j.1365-2486.2000.00349.x
- Gil Hernández PM (2009) Caracterización fitoclimática de las especies del género *Quercus* L. de interés forestal en la España peninsular. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid
- Gómez-Gutiérrez JM, Pérez-Fernández MA (1992) Manejo del arbolado y del matorral. In: Gómez Gutiérrez J.M. (Ed.), *El Libro de las Dehesas Salmantinas*. Junta de Castilla y León, Valladolid, pp. 563-583.
- Gómez-Limón J, De Lucio Fernández, J.V (1999) Changes in use and landscape preferences on the agricultural livestock landscapes of central Iberian Peninsula (Madrid, Spain). *Landsc Urban Plan* 44:165-175
- González I, González MR, Serrano M, de La Cruz AC, López-Arias M. (2002) Variación temporal de los contenidos foliares de nutrientes en especies de frondosas de la red española del nivel II. Paper presentado In Actas IX. Simposio ibérico sobre nutrición mineral de las plantas, Zaragoza,
- González Parra J, Candás Villar MA (2004) Materia orgánica de suelos bajo encinas. Mineralización de carbono y nitrógeno. *Invest Agrar: Sist Recur For*:75-83
- Goransson A (1994) Growth and nutrition of small *Betula pendula* plants at different relative addition rates of manganese. *Tree Physiol* 14 (4):375-388
- Goransson A (1999) Growth and nutrition of *Betula pendula* at different relative supply rates of zinc. *Tree Physiol* 19 (2):111-116

- Gracia C, Gil L, Montero G (2002) Impactos del cambio climático. Sector Forestal. Ecosistemas terrestres: 399-436
- Graciano C, Guiamet JJ, Goya JF (2005) Impact of nitrogen and phosphorus fertilization on drought responses in *Eucalyptus grandis* seedlings. *For Ecol Manage* 212 (1-3):40-49. doi:10.1016/j.foreco.2005.02.057
- Graf Pannatier EG, Walthert L, Blaser P (2004) Solution chemistry in acid forest soils: Are the BC: Al ratios as critical as expected in Switzerland? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 167 (2):160-168. doi:10.1002/jpln.200321281
- Graf Pannatier E, Luster J, Zimmermann S, Blaser P (2005) Acidification of soil solution in a chestnut forest stand in southern Switzerland: Are there signs of recovery? *Environmental Science & Technology* 39 (20):7761-7767. doi:10.1021/es050280o
- Graf Pannatier E, Thimonier A, Schmitt M, Walthert L, Waldner P (2011) A decade of monitoring at Swiss Long-Term Forest Ecosystem Research (LWF) sites: can we observe trends in atmospheric acid deposition and in soil solution acidity? *Environmental Monitoring and Assessment* 174 (1-4):3-30. doi:10.1007/s10661-010-1754-3
- Gray JT (1983) Nutrient use by evergreen and deciduous shrubs in southern California. I. Community nutrient cycling and nutrient-use efficiency. *Ecology* 71:21-41
- Grigal FD, Ohmann LF (1992) Carbon Storage in Upland Forests of Lake States Soil Science Society of America 56:935-943
- Guha M, Mitchell R (1966) The trace and major element composition of the leaves of some deciduous trees seasonal changes. *Plant Soil* 24:90-112
- Gulpen M, Feger KH (1998) Magnesium and calcium nutrition of spruce on high altitude sites - yellowing status and effects of fertilizer application. *Z Pflanzen Bodenk* 161 (6):671-679
- Gundersen P, Callesen I, de Vries W (1998) Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution* 102:403-407. doi:10.1016/s0269-7491(98)80060-2
- Hägen-Thorn A, Callesen I, Armolaitis K, Nihlgard B (2004) The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *For Ecol Manage* 195:373-384
- Hagen-Thorn A, Stjernquist I (2005) Micronutrient levels in some temperate European tree species: a comparative field study. *Trees-Struct Funct* 19 (5):572-579. doi:10.1007/s00468-005-0416-5
- Han WX, Fang JY, Guo DL, Zhang Y (2005) Leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry across 753 terrestrial plant species in China. *New Phytologist* 168 (2):377-385. doi:10.1111/j.1469-8137.2005.01530.x

- Hansen K, Vesterdal L (2007) Are indicators for critical load exceedance related to forest condition?. *Water Air and Soil Pollution* 183:293-308
- Hatakka A (2001) Biodegradation of lignin, vol I. In *Biopolymers*, M.Hofman and A. Stein (edn), Germany
- Heinsdorf D, Krauss HH, Hippeli P (1988) Ernährungs und bodenkundliche Untersuchungen in fichtenbeständen des mittleren thuringer waldes unter berücksichtigung der in den letzten jahren aufgetretenen umwelbelastungen. *BeitrForstwirtschaft* 22:160-167
- Heinsdorf D (1999) Düngung von Forstkulturen auf Lausitzer Kippen. LAUBAG. Eberswalde, 54 p
- Helmisaari HS, Derome J, Nojd P, Kukkola M (2007) Fine root biomass in relation to site and stand characteristics in Norway spruce and Scots pine stands. *Tree Physiol* 27 (10):1493-1504
- Henderstot WH, Lalande H, Duquette M (1993) Soil Reaction and Exchangeable Acidity. In: *Soil Sampling and Methods of Analysis*.
- Henkin Z, Seligman NG, Kafkafi U, Noy-Meir I (1998) 'Effective growing days': a simple predictive model of the response of herbaceous plant growth in a Mediterranean ecosystem to variation in rainfall and phosphorus availability. *J Ecol* 86 (1):137-148. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00243.x
- Hobbie SE, Vitousek PM (2000) Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. *Ecology* 81(7):1867-1877
- Hockman JN, Allen HL (1990) Nutritional diagnoses in loblolly pine stands using a DRIS approach. 500-514. In: gessel, S.P., D.S. Lacate, G.F. Weetman and R.F. (eds) *Powers Sustained productivity of forest soils*. Faculty of Forestry, University of British Columbia, Vancouver
- Hoff C, Rambal S (2003) An examination of the interaction between climate, soil and leaf area index in a *Quercus ilex* ecosystem. *Ann For Sci* 60:153-161
- Hofrichter M, Lundell T, Hatakka A (2001) Conversion of milled pine wood by manganese peroxidase from *Phlebia radiata*. *Appl Environ Microbiol* 67 (10):4588-4593. doi:10.1128/aem.67.10.4588-4593.2001
- Homann PS, Harrison RB (1992) Relationships among N, P, and S in Temperate Forest Ecosystems. *Ecological studies* 91:214-232
- Hontoria C, Rodriguez-Murillo JC, Saa A (1999) Relationships between soil organic carbon and site characteristics in peninsular Spain. *Soil Science Society of America Journal* 63 (3):614-621
- Howlett DS, Moreno G, Losada MRM, Nair PKR, Nair VD (2011) Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *J Environ Monit* 13 (7):1897-1904. doi:10.1039/c1em10059a

- Huang JJ, Boerner REJ (2007) Effects of fire alone or combined with thinning on tissue nutrient concentrations and nutrient resorption in *Desmodium nudiflorum*. *Oecologia* 153 (2):233-243. doi:10.1007/s00442-007-0733-z
- Huang Y, Wang SL, Feng ZW, Wang H, Huang H (2005) Comparative study of selected soil properties following introduction of broad-leaf trees into clear-felled Chinese fir forest. *Commun Soil Sci Plant Anal* 36 (11-12):1385-1403. doi:10.1081/css-200058468
- Hungate BA, Dukes JS, Shaw MR, Luo Y, Field CB (2003) Nitrogen and Climate Change. *Science* 302:1512-1513.
- Huntington TG, Peart DR, Hornig J, Ryan DF, Russosavage S (1990) Relationships between soil chemistry, foliar chemistry and condition of red spruce at mount moosilauke, New-hampshire. *Can J For Res* 20 (8):1219-1227. doi:10.1139/x90-161
- Huttl RF, Schaaf W (1995) Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. *Plant Soil* 168:31-41. doi:10.1007/bf00029311
- Hyvärinen A (1990) Deposition on forest soils effect of tree canopy on throughfall. In : Kauppi P, Antilla P & Kenttämies K (eds) , *Acidification in Finland*, Springer Verlag, Berlin, 199 – 213 p
- Imbert JB, Blanco JA, Castillo FJ (2004) Gestión Forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. En: F Valladares (ed), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*: 479-506. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Jacob M, Viedenz K, Polle A, Thomas FM (2010) Leaf litter decomposition in temperate deciduous forest stands with a decreasing fraction of beech (*Fagus sylvatica*). *Oecologia* 164 (4):1083-1094. doi:10.1007/s00442-010-1699-9
- Jaeger CH, Monson RK (1992) Adaptive significance of nitrogen storage in bistorta-bistortoides, an alpine herb. *Oecologia* 92 (4):578-585. doi:10.1007/bf00317852
- Jarvis P, Linder S (2000) Botany - Constraints to growth of boreal forests. *Nature* 405 (6789):904-905. doi:10.1038/35016154
- Jiménez Ballesta R, Sánchez Cabrero B (1995) Cargas críticas para la acidez de algunos suelos bajo encinar. *Edafología* (1):35-42
- Jiménez Ballesta R, Sánchez B, Sverdrup H (1996) Critical acid loads for different soils of the Mediterranean environment. *The Science of Total Environment* 181:65-71
- Jiménez Ballesta R, Conde Bueno P, Martín Rubí JA, García Giménez R (2010) Pedo-geochemical baseline content levels and soil quality reference values of trace elements in soils from the Mediterranean (Castilla la Mancha, Spain). *Central Eur J Geosci* 2 (4):441-454. doi:10.2478/v10085-010-0028-1
- Jiménez MP, Díaz-Fernández PM, Iglesias S, DE Tuero M, Gil L (1996) Las regiones de procedencia de *Quercus ilex* L. en España. ICONA. Madrid. 93 pp + mapas.

- Jobbagy EG, Jackson RB (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10 (2):423-436. doi:10.2307/2641104
- Joffre R, Rambal, S. (1991) How do trees modify the water balance of Mediterranean rangelands? *Ecology* (in review)
- Johnson DW, Cole DW (1980) Anion mobility in soils: Relevance to nutrient transport from forest ecosystems. *Environment International* 3 (1):79-90
- Jonard M, Andre F, Dambrine E, Ponette Q, Ulrich E (2009) Temporal trends in the foliar nutritional status of the French, Walloon and Luxembourg broad-leaved plots of forest monitoring. *Annals of Forest Science* 66 (4):10. doi:10.1051/forest/2009014
- Joslin JD, Wolfe MH (1989) Aluminum effects on northern red oak seedling growth in six forest soil horizons. *Soil Science Society of America* 53:274-281
- Karlsson PS (1994) Photosynthetic capacity and photosynthetic nutrient-use efficiency of *Rhododendron lapponicum* leaves as related to leaf nutrient status, leaf age and branch reproductive status. *Functional Ecology* 8 (6):694-70. doi:10.2307/2390228
- Killingbeck KT (1996) Nutrients in senesced leaves: Keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. *Ecology* 77 (6):1716-1727
- Kinjo T, Pratt PF (1971) Nitrate adsorption: II. In competition with chloride, sulfate and phosphate. *Soil Science Society of America* 35:725-728
- Knapp AK, Conard SL, Blair JM (1998) Determinants of soil CO₂ flux from a sub-humid grassland: Effect of fire and fire history. *Ecol Appl* 8 (3):760-770. doi:10.2307/2641264
- Knecht MR, Goransson A (2004) Terrestrial plants require nutrients in similar proportions. *Tree Physiol* 24 (4):447-460
- Koptsik GN, Sokolova TA, Makarov MI, Dronova TY, Tolpeshta, II (2003) Degradation of soils caused by acid rain. *Eurasian Soil Science* 36:S43-S58
- Kramer JK, Koslowski TT (1979) *Physiology of Woody Plants*. Academic Press, New York, 881 p
- Krauß HH, Heinsdorf D (2005) Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. *Beitr. Forstwirtschaft u. Landschaftsökologie* 39:172-179
- Kretzschmar R, Hesterberg D, Sticher H (1997) Effects of adsorbed humic acid on surface charge and flocculation of kaolinite. *Soil Sci Soc Am J* 61 (1):101-108
- Kristensen HL, Gundersen P., Callesen, I., Reinds GJ. (2004) Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems* 7 (2):180-192. doi:10.1007/s10021-003-0216-y

- Kronzucker HJ, Siddiqi MY, Glass ADM, Britto DT (2003) Root ammonium transport efficiency as a determinant in forest colonization patterns: an hypothesis. *Physiol Plant* 117 (2):164-170. doi:10.1034/j.1399-3054.2003.00032.x
- Kulakova N (2012) Impact of plant species on the formation of carbon and nitrogen stock in soil under semi-desert conditions. *Eur J For Res*: Published on-line doi:10.1007/s10342-012-0613-x
- Kutbay HG, Ok T (2003) Foliar N and P resorption and nutrient levels along an elevational gradient in *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *macrocarpa* (Sibth. & Sm.) Ball. *Annals of Forest Science* 60 (5):449-454. doi:10.1051/forest:2003037
- Ladanai S, Agren GI, Olsson BA (2010) Relationships Between Tree and Soil Properties in *Picea abies* and *Pinus sylvestris* Forests in Sweden. *Ecosystems* 13 (2):302-316. doi:10.1007/s10021-010-9319-4
- Landmann G, Bonneau M, Bouhot-Deldu cL, Fromard F, Chéret V, Dagnac J, Souchier B (1995) Crown damage in Norway Spruce and Silver Fir: relation to nutritional status and soil chemical characteristics in the French mountains. in: Landmann G, Bonneau M (Eds), *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French Mountains*, Springer, Berlin Heidelberg, New York, 41-81p
- Laskowski R, Berg B (1993) Dynamics of some mineral nutrients and heavy-metals in decomposing forest litter. *Scand J Forest Res* 8 (4):446-456. doi:10.1080/02827589309382791
- Leifeld J, Fuhrer J (2005) The temperature response of CO₂ production from bulk soils and soil fractions is related to soil organic matter quality. *Biogeochemistry* 75 (3): 433-453
- Lesniewicz A, Zyrnicki W, Schroder K (2002) Major and trace elements in spruce needles from urban areas: Some aspects of analysis in environmental studies. *Int J Environ Anal Chem* 82 (4):233-243. doi:10.1080/03067310290027803
- Li XZ, Sarah P (2003) Enzyme activities along a climatic transect in the Judean Desert. *Catena* 53 (4):349-363. doi:10.1016/s0341-8162(03)00087-0
- Liang BC, Gregorich EG, MacKenzie AF, Schnitzer M, Voroney RP, Monreal CM, Beyaert RP (1998) Retention and turnover of corn residue carbon in some eastern Canadian soils. *Soil Sci Soc Am J* 62 (5):1361-1366
- Likens GE, Driscoll CT, Buso DC (1996) Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem. *Science* 272 (5259):244-246
- Linder S (1995) Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecol Bull* 44:178-190
- Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolstrom M, Lexer MJ, Marchetti M (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *For Ecol Manage* 259 (4):698-709. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.023

- Liu CP, Lu SY, Wang CH, Hwang LS (2008) Soil solution chemistry on the three slopes of a natural hardwood stand in the subtropics of the fushan forest. *Soil Sci* 173 (12):845-856. doi:10.1097/SS.0b013e3181919293
- Liza Cao YS, Zou B, Ding YZ, Ren H (2003) Acid buffering capacity of forest litter from some important plantation and natural forests in south China. *Acta Botanica Sinica* 45 (12):1398-1407
- Llorente M, Glaser B, Turrion MB (2010a) Storage of organic carbon and Black carbon in density fractions of calcareous soils under different land uses. *Geoderma* 159 (1-2):31-38. doi:10.1016/j.geoderma.2010.06.011
- Llorente M, Glaser B, Turrion MB (2010b) Anthropogenic disturbance of natural forest vegetation on calcareous soils alters soil organic matter composition and natural abundance of C-13 and N-15 in density fractions. *Eur Jour For Research* 129:1143-1153
- Llorente M, Turrion MB (2010) Microbiological parameters as indicators of soil organic carbon dynamics in relation to different land use management. *Eur Jour For Research* 129:73-81
- Lloret F, Lobo A, Estevan H, Maisongrande P, Vayreda J, Terradas J (2007) Woody plant richness and NDVI response to drought events in Catalanian (northeastern Spain) forests. *Ecology* 88 (9):2270-2279. doi:10.1890/06-1195.1
- Lokke H, Bak J, Finlay RD, Starr M (1996) Critical Loads of Acidic Deposition for Forest Soils: Is the Current Approach Adequate? *Ambio* 25:510-516
- López Arias M (1996a) Manual de campo: Toma de muestras de suelo. Nivel I. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid
- López Arias M (1996b) Manual de campo: Toma de muestras foliares. Nivel I. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid
- López Arias M, Grau Corbí JM, Rodríguez Martín JA (2004) Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de la capa superficial de los suelos agrícolas y de pastos de España peninsular, vol I. Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid
- Lorenzo Rodríguez Z (2006) Estudio de las pautas de reproducción de *Quercus ilex* L. y *Q. Suber* L. mediante marcadores moleculares UPM, Madrid
- Loustau D, Bosc A, Colin A, Ogee J, Davi H, Francois C, Dufrene E, Deque M, Cloppet E, Arrouays D, Le Bas C, Saby N, Pignard G, Hamza N, Granier A, Breda N, Ciais P, Viovy N, Delage F (2005) Modeling climate change effects on the potential production of French plains forests at the sub-regional level. *Tree Physiol* 25 (7):813-823
- Lucash MS, Yanai RD, Blum JD, Park BB (2012) Foliar Nutrient Concentrations Related to Soil Sources across a Range of Sites in the Northeastern United States. *Soil Science Society of America Journal* 76 (2):674-683. doi:10.2136/sssaj2011.0160

- Lukac M, Calfapietra C, Lagomarsino A, Loreto F (2010) Global climate change and tree nutrition: effects of elevated CO₂ and temperature. *Tree Physiol* 30 (9):1209-1220. doi:10.1093/treephys/tpq040
- Maisto G, De Marco A, Meola A, Sessa L, De Santo AV (2011) Nutrient dynamics in litter mixtures of four Mediterranean maquis species decomposing in situ. *Soil Biol Biochem* 43 (3):520-530. doi:10.1016/j.soilbio.2010.11.017
- Makineci E, Demir M, Comez A, Yilmaz E (2007) Effects of timber skidding on chemical characteristics of herbaceous cover, forest floor and topsoil on skid road in an oak (*Quercus petraea* L.) forest. *Journal of Terra mechanics* 44:423-428
- Malinina MS, Karavanova LA, Belyanina AB, Ivanilova SV (2007) Comparative analysis of the composition of water extracts and soil solutions from peat gleyic podzolic soils of the central forest state biosphere reserve. *Eurasian Soil Science* 40:390-398
- Mao R, Zeng DH, Hu YL, Li LJ, Yang D (2010) Soil organic carbon and nitrogen stocks in an age-sequence of poplar stands planted on marginal agricultural land in Northeast China. *Plant Soil* 332:277-287
- Marcos E, Calvo L, Marcos JA, Taboada A, Tárrega R (2010) Tree effects on the chemical topsoil features of oak, beech and pine forests. *European Journal Forest Research* 129:25-30
- MARN (2011) Manual Red CE de Nivel SPCAN-DGB
http://www.marm.es/es/biodiversidad/temas/montes-y-politica-forestal/sanidad-forestal/descarga_manual_red_nivel1.aspx
- Martin A, Gallardo JF, Santa Regina I (1996) Aboveground litter production and bioelement potential return in an evergreen oak (*Quercus rotundifolia*) woodland near Salamanca (Spain). *Ann For Sci* 53:811-818
- Martin A, Santa Regina I, Gallardo A (1996) Eficiencia, retraslocación y balance de nutrientes en boques de *Quercus pyrenaica* bajo diferente pluviometría en la Sierra de Gata (Centro-oeste Español). *Ecología* 10:79-93
- Martín Albertos S, Díaz Fernández P, De Miguel J (1998) Regiones de procedencia de las especies forestales españolas. Géneros *Abies*, *Fagus*, *Pinus* y *Quercus*. O. A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Martínez-Alonso C, Planelles R, González I, De la Cruz AC, González MR, Minaya MT, Serrano M, Pulido S, López-Arias M (2003) Relationship between litterfall production and climate parameters in a southern *Pinus sylvestris* forest. *Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrenees, Navarra, Spain*
- Martinez-Vilalta J, Prat E, Oliveras I, Pinol J (2002) Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia* 133 (1):19-29. doi:10.1007/s00442-002-1009-2

- Matías L, Castro J, Zamora R (2011) Soil-nutrient availability under a global-change scenario in a Mediterranean mountain ecosystem. *Global Change Biology* 17:1646-1657
- Matzner E, Blanck K, Hartmann G, Stock R (1988) Needle chlorosis pattern in relation to soil chemical properties in two Norway spruce forests of the German Harz Mountains. In: Bucher-Wallin iJBBal (ed) *Air pollution and forest decline*. Interlaken, pp 195-199
- Matzner E, Prenzel J (1992) Acid deposition in the German soiling area - effects on soil solution chemistry and al mobilization. *Water Air and Soil Pollution* 61 (3-4):221-234. doi:10.1007/bf00482606
- McCormick LH, Steiner KC (1978) Variation in aluminum tolerance among six genera of trees. *For Sci* 24:565-568
- McGroddy ME, Daufresne T, Hedin LO (2004) Scaling of C : N : P stoichiometry in forests worldwide: Implications of terrestrial redfield-type ratios. *Ecology* 85 (9):2390-2401. doi:10.1890/03-0351
- MCPFE (2002) Improved pan-European indicators for sustainable forest management as adopted by the MCPFE Expert Level Meeting
- Mediavilla S, Gonzalez-Zurdo P, Garcia-Ciudad A, Escudero A (2011) Morphological and chemical leaf composition of Mediterranean evergreen tree species according to leaf age. *Trees-Struct Funct* 25 (4):669-677. doi:10.1007/s00468-011-0544-z
- Meiwes KJ, Khanna PK, Ulrich B (1986) Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *For Ecol Manage* 15 (3):161-179. doi:10.1016/0378-1127(86)90064-2
- Mellert KH, Gensior A, Goettlein A, Koelling C, Ruecker G (2008a) Variation in soil nitrate concentrations in two n-saturated Norway spruce forests (*Picea abies* (L.) karst.) in southern Bavaria. *Water Air and Soil Pollution* 187 (1-4):203-217. doi:10.1007/s11270-007-9509-7
- Mellert KH, Prietzel J, Straussberger R, Rehfuess KE, Kahle HP, Perez P, Spiecker H (2008b) Relationships between long-term trends of air temperature, precipitation, nitrogen nutrition and growth of coniferous stands in Central Europe and Finland. *European Journal of Forest Research* 127 (6):507-524. doi:10.1007/s10342-008-0233-7
- Mellert KH, Göttlein A (2012) Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur J Forest Res*. doi: 10.1007/s10342-012-0615-8
- Menenzes R, Salcedo IH, Elliot ET (2002) Microclimate and nutrient dynamics in a silvopastoral system of semiarid northeast brazil. *Agroforestry Systems* 56:27-38
- Mengel K, Kirkby E (2001) *Principles of plant nutrition*. Springer. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 849 p

- Merila P, Derome J (2008) Relationships between needle nutrient composition in Scots pine and Norway spruce stands and the respective concentrations in the organic layer and in percolation water. *Boreal Environ Res* 13:35-47
- Meyer RD, Deng J, Edstrom JP, Cutter S (1998) Foliar nutrient (N, P, K, B) application effects on almond yields. In: Ferguson L, Kester D (eds) *Second International Symposium on Pistachios and Almonds*. Acta Horticulture. International Society Horticultural Science, Leuven 1, pp 406-411
- Miller A, Amundson R, Burke IC, et al. (2004) The effect of climate and cultivation on soil organic C and N. *Biogeochemistry* 67 (1):57-72
- Miller DE, Watmough SA (2009) Soil acidification and foliar nutrient status of Ontario's deciduous forest in 1986 and 2005. *Environmental Pollution* 157 (2):664-672. doi:10.1016/j.envpol.2008.08.008
- Miller H, Miller J (1976) Analysis of needle fall as means of assessing nitrogen status in Pine. *Forestry* 49:57 - 61
- Minocha R, Long S, Thangavel P, Minocha SC, Eagar C, Driscoll CT (2010) Elevation dependent sensitivity of northern hardwoods to Ca addition at Hubbard Brook Experimental Forest, NH, USA. *For Ecol Manage* 260 (12):2115-2124. doi:10.1016/j.foreco.2010.09.002
- Miralles I, Ortega R, Almendros G, Sanchez-Marañón M, Soriano M (2009) Soil quality and organic carbon ratios in mountain agroecosystems of South-east Spain. *Geoderma* 150:120-128
- Mohren GMJ, Kramer K (1997) Simulation of direct effects of CO₂ and temperature increase on forest growth: the ECOCRAFT project. Impacts of global change on tree physiology and forest ecosystem. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Montero G, San Miguel A, Cañellas IEC (1998) *Sistemas de silvicultura Mediterránea. La dehesa. Agricultura sostenible*. Mundi-Prensa. Jiménez R, Lamo de Espinosa J(eds), Madrid.
- Montero G, San Miguel A, Cañellas I (2000) *Systems of Mediterranean Silviculture "La Dehesa"*. Grafistaff SL.
- Montero G, Ruiz Peinado R, Muñoz M (2005) *Producción de biomasa y fijación de carbono por parte de los bosques españoles*. Monografía INIA, Serie Forestal, nº 13, Madrid
- Montero MJ, Obrador JJ, Cubera E, Moreno G (2004) The role of dehesa land use on tree water status in Central-Western Spain. In: Schnabel S, Ferreira A (eds) *Sustainability of agrosilvopastoral systems Advances in geocology* 37 (Catena Verlag, Reiskirchen):125-136 p
- Montes N, Bertaudiere-Montes V, Badri W, Zaoui EH, Gauquelin T (2002) Biomass and nutrient content of a semi-arid mountain ecosystem: the *Juniperus thurifera* L. woodland of Azzaden Valley (Morocco). *For Ecol Manage* 166 (1-3):35-43. doi:10.1016/s0378-1127(01)00660-0

- Montoya Moreno R, López Arias M, Sánchez Peña G, González Cascón MR, Jiménez Ballesta R (1997) La Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques (Nivel I) España, 1987-1996. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Mooney MA (1981) Primary production in Mediterranean-climate regions In: di castri F, Goodall DW, Specht RL (eds) In: Mediterranean-type shrublands. Elsevier, pp 249-256
- Moore TR, Trofymow JA, Prescott CE, Fyles J, Titus BD (2006) Patterns of carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in decomposing foliar litter in Canadian forests. *Ecosystems* 9 (1):46-62. doi:10.1007/s10021-004-0026-x
- Moore TR, Trofymow JA, Prescott CE, Titus BD, Grp CW (2011) Nature and nurture in the dynamics of C, N and P during litter decomposition in Canadian forests. *Plant and Soil* 339 (1-2):163-175. doi:10.1007/s11104-010-0563-3
- Moreno G, Gallardo JF, Schnneider K, Ingelmo F (1996) Water and bioelement fluxes in four *Quercus pyrenaica* forests along a pluviometric gradient. *Ann Sci For* 53:625-639
- Moreno G, Obrador J, García A (2007) Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture Ecosystems and Environment* 119:270-280
- Moreno G, Obrador JJ (2007) Effects of trees and understory management on soil fertility and nutritional status of holm oaks in Spanish dehesas. *Nutri Cycl Agroecosystem* 78:253-264
- Moreno G, Obrador JJ, Cubera E, Dupraz C (2005) Fine root distribution in Dehesas of Central-Western Spain. *Plant Soil* 277 (1-2):153-162. doi:10.1007/s11104-005-6805-0
- Moreno G, Obrador JJ, García A (2007) Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:270-280
- Moreno G, Pulido FJ (2009) The Functioning, Management and Persistence of Dehesas. In: Rigueiro-Rodríguez A, J M, MR M-L (eds) *Agroforestry in Europe. Current status and future prospects*, vol 6. vol *Advances in Agroforestry*. Springer, Netherlands, pp 127-160. doi:10.1007/978-1-4020-8272-6_7
- Moreno G, Rolo V, Cubera E (2011) Water use by coexisting plants species in Mediterranean open oak forest. Paper presented at the *Managed Forest in Future Landscapes. Implication for water and carbon cycles*, Santiago de Compostela (España) http://waterandcarboninforessts.es/book_of_abstract.pdf
- Morrison IK (1974) Mineral Nutrition of Conifers with Special Reference to Nutrient Status Interpretation: a Review of Literature. *Can Forest Serv Publ* 1343:74
- Moyano A, Gallardo Lancho JF, Charro E (2004) Comportamiento del carbono orgánico en dos suelos forestales de la Sierra de Gata (Provincia de Salamanca). *Cuad Soc Esp Cienc For* 20:245-250

- Muller T, Hoper H (2004) Soil organic matter turnover as a function of the soil clay content: consequences for model applications. *Soil Biol Biochem* 36 (6):877-888. doi:10.1016/j.soilbio.2003.12.015
- Murach D, Matzner E (1987) The influence of soil acidification on root growth of Norway spruce and European beech. In: IUFRO (ed) *Woody plant growth in a changing chemical and physical environment*. Vancouver, pp 171-188
- Musio M, von Wilpert K, Augustin NH (2007) Crown condition as a function of soil, site and tree characteristics. *European Journal of Forest Research* 126 (1):91-100. doi:10.1007/s10342-006-0132-8
- Nabuurs G, Schelhaas MJ (2002) Carbon profiles of typical forest types across Europe assessed with CO2FIX. *Ecological indicators* 1:213-223
- Nadeu E, de Vente J, Martinez-Mena M, Boix-Fayos C (2011) Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by different erosion processes at the catchment scale. *Journal of Soils and Sediments* 11 (4):667-678. doi:10.1007/s11368-011-0348-1
- Ndala SM, Scholes MC, Fey MV (2006) Soil properties and processes driving the leaching of nitrate in the forested catchments of the eastern escarpment of South Africa. *Forest Ecology and Management* 236:142-152
- Nihlgård B, Markundersökningar (1993) På fasta skogsprovtytor i Skåne (Soil investigations 1993 on permanent forest observation plots in Scania) Lund University, Rapport 16, 1996 (in Swedish with English abstract).
- Nilsson LO, Huttli RF, Johansson UT, Jochheim H (1995) Nutrient-uptake and cycling in forest ecosystems - present status and future-research directions. *Plant and Soil* 168:5-13
- Nodvin SC, Driscoll CT, Likens GE (1988) Soil processes and sulfate loss at the Hubbard Brook Experimental Forest. *Biogeochemistry* 5:185-199
- Notario del Pino J, Dorta I, Rodríguez AC, Arbelo C (2008) Analysis of the 1:5 soil: water extract in burnt soils to evaluate fire severity. *Catena* 74:246-255
- Obrador-Olán J, García-López E, Moreno G (2004) Consequences of dehesa land use on nutritional status of vegetation in Central-Western Spain. In: Catena Verlag R (ed) *Sustainability of Agrosilvopastoral Systems - Dehesa, Montados*. In: Schnabel S. and Goncalves A. (eds), Germany, pp 327-340
- Ogaya R, Peñuelas J (2003) Comparative field study of *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*: photosynthetic response to experimental drought conditions. *Environ Exp Bot* 50 (2):137-148. doi:10.1016/s0098-8472(03)00019-4
- Olea L, San Miguel-Ayanz A (2006) The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation. 21st General meeting of the European Grassland Federation: 1-15. www.europeangrassland.org/fileadmin/media/EGF2006_GSE_vol11.pdf.

- http://www2.montes.upm.es/Dptos/DptoSilvopascicultura/SanMiguel/pdfs/apuntes/spanish_dehesa_xxi_egf.pdf
- Oleksyn J, Reich PB, Zytowski R, Karolewski P, Tjoelker MG (2002) Needle nutrients in geographically diverse *Pinus sylvestris* L. populations. *Annals of Forest Science* 59 (1):1-18. doi:10.1051/forest:2001001
- Oliveira G, Correia O, Martinsloucao M, Catarino FM (1994) Phenological and growth-patterns of the Mediterranean oak *Quercus suber* L. *Trees-Struct Funct* 9 (1):41-46
- Oliveira G, Martins Loucao MA, Correia O, Catarino F (1996) Nutrient dynamics in crown tissues of cork-oak (*Quercus suber* L.). *Trees-Struct Funct* 10 (4):247-254. doi:10.1007/bf02185676
- Oliveira RH, Rosolem CA, Trigueiro RM (2004) Importance of mass flow and diffusion on the potassium supply to cotton plants as affected by soil water and potassium. *Rev Bras Cienc Solo* 28 (3):439-445
- Ordoñez JC, van Bodegom PM, Witte JPM, Wright IJ, Reich PB, Aerts R (2009) A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Glob Ecol Biogeogr* 18 (2):137-149. doi:10.1111/j.1466-8238.2008.00441.x
- Orgeas J, Ourcival JM, Bonin G (2002) Seasonal and spatial patterns of foliar nutrients in cork oak (*Quercus suber* L.) growing on siliceous soils in Provence (France). *Plant Ecol* 164 (2):201-211. doi:10.1023/a:1021278421821
- Oulehle F, Hofmeister J, Hruska J (2007) Modelling of the long-term effect of tree species (*Norway spruce* and *European beech*) on soil acidification in the Ore Mountains. *Ecol Model* 204:359-371
- Paivinen R, Schuck A, Lin CJ (1999) Growth trends of European forests - What can be found in international forestry statistics? In: *Causes and Consequences of Accelerating Tree Growth in Europe*. European Forest Institute Proceedings. 125-137 p
- Palmer SM, Driscoll CT, Johnson CE (2004) Long-term trends in soil solution and stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest: relationship with landscape position. *Biogeochemistry* 68 (1):51-70.
- Papini R, Valboa G, Favilli F et al. (2011) Influence of land use on organic carbon pool and chemical properties of Vertic Cambisols in central and southern Italy. *Agriculture Ecosystems and Environment* 140(1-2):68-79
- Parton W, Silver WL, Burke IC, Grassens L, Harmon ME, Currie WS, King JY, Adair EC, Brandt LA, Hart SC, Fasth B (2007) Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science* 315 (5810):361-364. doi:10.1126/science.1134853
- Pearson J, Stewart GR (1993) The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytol* 125 (2):283-305. doi:10.1111/j.1469-8137.1993.tb03882.x

- Peñuelas J, Sardans J (2009) Ecology. Elementary factors. *Nature* 460 (7257):803-804. doi:10.1038/460803a
- Peña-Rojas K, Aranda X, Joffre R, Fleck I (2005) Leaf morphology, photochemistry and water status changes in resprouting *Quercus ilex* during drought. *Funct Plant Biol* 32 (2):117-130. doi:10.1071/fp04137
- Peñuelas J, Filella I, Lloret F, Pinol J, Siscart D (2000) Effects of severe drought on water and nitrogen use by *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*. *Biologia Plantarum* 43:47-53
- Peñuelas J, Lloret F, Montoya R (2001) Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *For Sci* 47 (2):214-218
- Peñuelas J, Filella I, Comas P (2002) Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Glob Change Biol* 8 (6):531-544. doi:10.1046/j.1365-2486.2002.00489.x
- Peñuelas J, Filella I, Sabaté S (2005) Natural systems: terrestrial ecosystems., In: Llebot JE (ed) Report on climate change in Catalonia. edn. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Perez-Cruzado C, Solla-Gullon F, Merino A, Rodriguez-Soalleiro R (2011) Analysis of growth and nutrition of a young *Castanea x coudercii* plantation after application of wood-bark ash. *Eur J For Res* 130 (2):209-217. doi:10.1007/s10342-010-0422-z
- Piatek KB, Munasinghe P, Peterjohn WT, Adams MB, Cumming JR (2009) Oak contribution to litter nutrient dynamics in an Appalachian forest receiving elevated nitrogen and dolomite. *Can J For Res-Rev Can Rech For* 39 (5):936-944. doi:10.1139/x09-028
- Piñol J, Terradas J, Lloret F (1998) Climate warming wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Clim Change* 38 (3):345-357. doi:10.1023/a:1005316632105
- Plaza C., Senesi N., Polo A. and Brunetti G. 2005. Acid-base properties of humic and fulvic acids formed during composting. *Environ Sci Technol* 39: 7141-7146.
- Plieninger T, Pulido F, Konold W (2003) Effects of land-use history on size structure of holm oak stands in spanish dehesas: Implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation* 30 (1):61-70
- Plieninger T (2006) Habitat loss, fragmentation, and alteration - Quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* 21 (1):91-105. doi:10.1007/s10980-005-8294-1
- Plieninger T, Schaar M (2008) Modification of Land Cover in a Traditional Agroforestry System in Spain: Processes of Tree Expansion and Regression. *Ecology and Society* 13 (2)
- Plieninger T, Rolo V, Moreno G (2010) Large-Scale Patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber*, and *Quercus pyrenaica* Regeneration in Central-Western Spain. *Ecosystems* 13 (5):644-660. doi:10.1007/s10021-010-9345-2

- Polo A 1972. Contribución al estudio de la influencia de la vegetación en el proceso de humificación An Edafol Agrobiol 31: 413 - 420.
- Polo A, Dorado E, Velasco F, García Villaraco A 1978. Fraccionamiento y estructura de los ácidos húmicos en diversos ecosistemas forestales de la meseta Castellana. Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Biol.) 76: 159-179.
- Ponge JF (2003) Humus form in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity. Soil Biol Biochem 35:935-945
- Pons A, Suc JP (1980) Les témoignages de structures de végétation méditerranéennes dan le passé antérieur à l'action de l'homme. NaturMonsp: 69-78
- Porębska G, Sienkiewicz J, Ostrowska A (2004) Indicator Properties of Soil Solutions in the Characteristics of Forest Site Quality. Polish Journal of Environmental Studies 13 (5):557-563
- Porta J, López-Acebedo M, Roquero C (1994) Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Madrid
- Portillo Estrada M, Morillas Viñuales L, Gallardo Correa A (2008) Estado nutricional de poblaciones de *Quercus suber* en un gradiente de deposición atmosférica de nitrógeno. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 25:363-369
- Potocic N, Cosic T, Pilas I (2005) The influence of climate and soil properties on calcium nutrition and vitality of silver fir (*Abies alba* Mill.). Environ Pollut 137 (3):596-602. doi:10.1016/j.envpol.2005.01.045
- Pozuelos Rojas A (2007) Caracterización química de las hojas, desfronde y suelo subyacente en una parcela experimental del alcornoque-quejigar del Parque Natural de los Alcornocales (La Saceda, Málaga). CSIC y Universidad de Sevilla, Sevilla
- Pritchett WL, Fisher RF (1987) Properties and management of forest soils. 2ª ed Wiley
- Prietz J, Stetter, U. (2006) Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. Plant and Soil 289:153-170
- Prietz J, Rehfuss K, Stetter U, Pretsch H (2008) Changes of soil chemistry, stand nutrition, and stand growth at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in Central Europe during 40 years after fertilization, liming, and lupine introduction. European Journal of Forest Research 127 (1):43-61. doi:10.1007/s10342-007-0181-7
- Proe MF, Midwood AJ, Craig J (2000) Use of stable isotopes to quantify nitrogen, potassium and magnesium dynamics in young Scots pine (*Pinus sylvestris*). New Phytologist 146 (3):461-469. doi:10.1046/j.1469-8137.2000.00658.x
- Pulido FJ, Díaz M, Hidalgo SJ (2001) Size-structure and regeneration of holm oak (*Quercus ilex*) forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. Forest Ecology and Management 146:1-13.

- Pulido FJ, García E, Obrador JJ, Moreno G (2010) Multiple pathways for tree regeneration in anthropogenic savannas: incorporating biotic and abiotic drivers into management schemes. *Journal of Applied Ecology* 47 (6):1272-1281. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01865.x
- Quilchano C, Maranon T, Perez-Ramos IM, Noejovich L, Valladares F, Zavala MA (2008) Patterns and ecological consequences of abiotic heterogeneity in managed cork oak forests of Southern Spain. *Ecol Res* 23 (1):127-139. doi:10.1007/s11284-007-0343-6
- Quintana JR, Rábajo I, Pérez L, Moreno AM, González J (2003) Comportamiento de suelos con diferentes características frente a la contaminación con plomo. I Simposio Nacional sobre control de la erosión y degradación del suelo. Bienes R. y Marqués M.J. (eds) Madrid
- Rábajo JA, Moreno L, García AM, González J (2002) Sorption and desorption of Cd and Pb in Mediterranean acid soils. Critical limits for heavy metals and methods for their application, Berlin 203-206.
- Randy A, Dahlgren WR, Horwath KW, Tate TJ (2003) Blue oak enhance soil quality in California oak woodlands. *California Agriculture* 57 (2):42-47
- Rapp M, Derfoufi FE, Blanchard A (1992) Productivity and nutrient-uptake in a holm oak (*Quercus ilex L*) stand and during regeneration after clear-cut. *Vegetatio* 100:263-272
- Rehfuess KE (1989) Acidic deposition - extent and impact on forest soils, nutrition, growth and disease phenomena in Central-Europe - a review. *Water Air Soil Pollut* 48 (1-2):1-20
- Reich PB, Oleksyn J (2004) Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. *Proc Natl Acad Sci U.S.A* 101 (30):11001-11006.
- Reichstein M, Tenhunen JD, Rouspard O, Ourcival JM, Rambal S, Miglietta F, Peressotti A, Pecchiari M, Tirone G, Valentini R (2002) Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites: revision of current hypotheses? *Global Change Biology* 8:999-1017
- Reille M, Pons A (1992) The ecological significance of sclerophyllous oak forests in the western part of Mediterranean basin: a note on pollen analytical data. *Vegetatio* 99-100:13-17
- Reynolds B, Wilson EJ, Emmett BA (1998) Evaluating critical loads of nutrient nitrogen and acidity for terrestrial systems using ecosystem-scale experiments (NITREX). *Forest Ecology and Management* 101 (1-3):81-94. doi:10.1016/s0378-1127(97)00127-8
- Rikala R, Jozefek HJ (1990) Effect of dolomite lime and woods ash on peat substrate and development of tree seedlings. *Silva Fennica* 24:323-334
- Rivas-Martínez S (1987) Mapa de series de vegetación de España. Memoria del mapa de series de vegetación de España. ICONA, Madrid.

- Rivas Martínez S (2007) Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España. Memoria del mapa de vegetación potencial de España. Parte I. Itinera Geobot., 17: 1-22.
- Rivest D, Rolo V, Lopez-Diaz ML, Moreno G (2011) Belowground competition for nutrients in shrub-encroached Mediterranean dehesas. *Nutr Cycl Agroecosyst* 90 (3):347-354. doi:10.1007/s10705-011-9436-2
- Robert B, Caritat A, Bertoni G, Vilar L, Molinas M (1996) Nutrient content and seasonal fluctuations in the leaf component of Coark-Oak (*Quercus suber* L) litterfall. *Vegetatio* 122 (1):29-35. doi:10.1007/bf00052813
- Robert M (1996) Le Sol: Interface dans l'ennvironnement, ressource pour le développement. Masson 224 p.
- Robertson SMC, Hornung M, Kennedy VH (2000) Water chemistry of throughfall and soil water under four tree species at Gisburn, northwest England, before and after felling. *Forest Ecology and Management* 129 (1-3):101-117. doi:10.1016/s0378-1127(99)00156-5
- Robles C, Ballini C, Garzino S, Bonin G (2000) Functional reactions of Mediterranean sclerophyllous ecosystems to clearing impact. *Annals of Forest Science* 57 (3):267-276
- Rodà F, Retana J, Gracia CA, (1999) Ecology of Mediterranean evergreen oak forest, vol 137. Ecological Studies, Springer Verlag edn,
- Rodà F, Ibáñez J, Gracia C (2003) El Estado de los bosques. El estado del Ambiente Mediterráneo en Cataluña. Generalitat de Cataluña,
- Rodriguez-Murillo JC (2001) Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33:53-61
- Roelofs JGM, Kempers AJ, Houdijk A, Jansen J (1985) The effect of air-borne ammonium-sulfate on *Pinus-nigra-var-maritima* in the Netherlands. *Plant Soil* 84 (1):45-56. doi:10.1007/bf02197866
- Roig S, Rubio A (2009) El sistema agroforestal dehesa como sumidero de carbono: hacia un modelo conjunto de la vegetación y el suelo. Paper presentado en el 5º Congreso Forestal Español, Ávila, 21-25 de septiembre de 2009
- Rojo L, Sánchez Fuster MC (1996) Red de Estaciones Experimentales de seguimiento y evaluación de la erosión y desertificación. LUCDEME (RESEL) Catálogo de Estaciones. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid: 121 p.
- Rothe A, Binkley D (2001) Nutritional interactions in mixed species forests: a synthesis. *Can J For Res* 31 (11):1855-1870. doi:10.1139/cjfr-31-11-1855
- Rovira P, Vallejo VR (1997) Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: The effects of incubation depth. *Soil Biol Biochem* 29 (9-10):1509-1520. doi:10.1016/s0038-0717(97)00052-7

- Rovira P, Vallejo VR (2002) Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma* 107 (1-2):109-141. doi:10.1016/s0016-7061(01)00143-4
- Roy AK, Sharma A, Talukder G (1988) Some aspects of aluminum toxicity in plants. *Bot Rev* 54:145-178
- Ruiz de la Torre J (2006) Flora mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, 1756 pp.
- Ruiz de la Torre JR (1990) Distribución y características de las masas forestales españolas. *Ecología Fuera de Serie* 1:11-30.
- Rutigliano FA, D'Ascoli, R., Virzo De Santo, A. (2004) Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 1719-1729
- Saa A (1991) Modelo de distribución espacial y de frecuencia de la precipitación en la península ibérica. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid
- Sabate S, Gracia CA (1994) Canopy nutrient content of a *Quercus ilex* L forest - fertilization and irrigation effects. *For Ecol Manage* 68 (1):31-37. doi:10.1016/0378-1127(94)90135-x
- Sabaté S, Sala A, Gracia CA (1995) Nutrient content in *Quercus ilex* canopies: seasonal and spatial variation within a catchment. *Plant and Soil* 168-169:297-304
- Sabate S, Gracia CA, Sanchez A (2002) Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *For Ecol Manage* 162 (1):23-37. doi:10.1016/s0378-1127(02)00048-8
- Samarah N, Mullen R, Cianzio S (2004) Size distribution and mineral nutrients of soybean seeds in response to drought stress. *J Plant Nutr* 27 (5):815-835. doi:10.1081/pln.120030673
- Sánchez D, Elena R, Roig S, García JM (2007) Los paisajes de dehesa en España y su relación con el ambiente geoclimático. *Cuad Soc Esp Cienc* 22:171-176
- Sánchez L, Díez JA, Vallejo M, Cartagena MC and Polo A. (1998). Estimate of mineralized organic nitrogen in soil using nitrogen balances and determining available nitrogen by electro-ultrafiltration technique.
- Sandel B, Goldstein LJ, Kraft NJ, Okie JG, Shuldman MI, Ackerly DD, Cleland EE, Suding KN (2010) Contrasting trait responses in plant communities to experimental and geographic variation in precipitation. *New Phytologist* 188 (2):565-575. doi:10.1111/j.1469-8137.2010.03382.x
- Sanderman J, Amundson RG, Baldocchi DD (2003) Application of eddy covariance measurements to the temperature dependence of soil organic matter mean residence time. *Global Biogeochemical Cycles* 17(2)doi:10.1029/2001gb001833

- Sardans J, Penuelas J (2004) Increasing drought decreases phosphorus availability in an evergreen Mediterranean forest. *Plant and Soil* 267 (1-2):367-377. doi:10.1007/s11104-005-0172-8
- Sardans J, Roda F, Penuelas J (2004) Phosphorus limitation and competitive capacities of *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* subsp *rotundifolia* on different soils. *Plant Ecol* 174 (2):305-317
- Sardans J, Penuelas J (2005) Drought decreases soil enzyme activity in a Mediterranean *Quercus ilex* L. forest. *Soil Biol Biochem* 37 (3):455-461. doi:10.1016/j.soilbio.2004.08.004
- Sardans J, Penuelas J, Roda F (2006) Plasticity of leaf morphological traits, leaf nutrient content, and water capture in the Mediterranean evergreen oak *Quercus ilex* subsp *ballota* in response to fertilization and changes in competitive conditions. *Ecoscience* 13 (2):258-270. doi:10.2980/i1195-6860-13-2-258.1
- Sardans J, Penuelas J (2007) Drought changes phosphorus and potassium accumulation patterns in an evergreen Mediterranean forest. *Functional Ecology* 21 (2):191-201. doi:10.1111/j.1365-2435.2007.01247.x
- Sardans J, Penuelas J, Ogaya R (2008a) Experimental drought reduced acid and alkaline phosphatase activity and increased organic extractable P in soil in a *Quercus ilex* Mediterranean forest. *Eur J Soil Biol* 44 (5-6):509-520. doi:10.1016/j.ejsobi.2008.09.011
- Sardans J, Penuelas J, Ogaya R (2008b) Drought's impact on Ca, Fe, Mg, Mo and S concentration and accumulation patterns in the plants and soil of a Mediterranean evergreen *Quercus ilex* forest. *Biogeochemistry* 87 (1):49-69. doi:10.1007/s10533-007-9167-2
- Sardans J, Penuelas J, Estiarte M (2008c) Changes in soil enzymes related to C and N cycle and in soil C and N content under prolonged warming and drought in a Mediterranean shrubland. *Appl Soil Ecol* 39 (2):223-235
- Sardans J, Rivas-Ubach A, Penuelas J (2011) Factors affecting nutrient concentration and stoichiometry of forest trees in Catalonia (NE Spain). *For Ecol Manage* 262 (11):2024-2034. doi:10.1016/j.foreco.2011.08.019
- Sariyildiz T, Anderson JM, Kucuk M (2005) Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biol Biochem* 37:1695-1706
- Savé R, Castell C, Terradas J (1999) Gas exchange and water relations. In :Rodà F, Retana J, Gracia CA, Bellot J (eds) *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests Ecological studies* 137 (Springer, Berlin.):135-148
- Saxe H, Cannell MGR, Johnsen B, Ryan MG, Vourlitis G (2001) Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist* 149 (3):369-399. doi:10.1046/j.1469-8137.2001.00057.x

- Schaub M, Paoletti E (2007) Introductory remarks to the special issue - XXII IUFRO World Congress, 2005 Brisbane - Air pollution and climate change: A global overview of the effects on forest vegetation. *Environ Pollut* 147 (3):429-429. doi:10.1016/j.envpol.2006.08.040
- Schulp J, Nabuurs GJ, Verburg PH, de Waal R. (2008) Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecol Manage* 256:482-490
- Schwanghart W, Jarmer T (2011) Linking spatial patterns of soil organic carbon to topography - A case study from south-eastern Spain. *Geomorphology* 126 (1-2):252-263. doi:10.1016/j.geomorph.2010.11.008
- Scott D, Moreno G, Mosquera MR, Ramanchandran PK, Nair VD (2011) Soil carbon storage as influenced by tree cover in the dehesa cork oak silvopasture of central Spain. *Environmental Monitoring* 13:1897-1904
- Silla F, Escudero A (2003) Uptake, demand and internal cycling of nitrogen in saplings of Mediterranean *Quercus* species. *Oecologia* 136 (1):28-36. doi:10.1007/s00442-003-1232-5
- Singh SK, Pandey CB, Sidhu GS, Sarkar D, Sagar R (2011) Concentration and stock of carbon in the soils affected by land uses and climates in the western Himalaya, India. *Catena* 87:78-89
- Smith PF (1962) Mineral analysis of plant tissues. *Annu Rev Plant Physiol Plant Molec Biol* 13:81-&. doi:10.1146/annurev.pp.13.060162.000501
- Soane BD (1990) The role of organic matter in soil compactibilidad: a review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research* 16:179-201
- Solla-Gullón F, Taboada MP, Rodríguez-Soalleiro R, Merino A (2004) Respuesta inicial del aporte de cenizas de biomasa arbórea en el estado nutricional de una plantación joven de *Pinus radiata* D. Don. *Sist Recur For* 13 (2):281-293
- SPCAN-DGB (2007) Red de Seguimiento de Daños en los Montes (Red CE de Nivel I). Manual de Campo. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid
- Stefan K (1995) Schweel-und Nährstoffversorgung der Fichtennadeln im Gleinalmgebiet. *Mitt. der Forstl. Bundersversuchsanstalt Wien* 163/5:53 - 126
- Stefan K, Fürst R, Hacker U, Bartels U (1997) Forest Foliar Condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. Austrian Federal Forest Research Centre, Brussels, Geneva, Vienna
- Stefan K, Gabler K (1998) Connections between climatic conditions and the nutritional status of spruce needles determined from the Austrian bio-indicator grid. *Environ Sci Pollut Res*: 59-62
- Stevenson AC, Harrison RJ (1992) Ancient Forests in Spain: a model for land-use and dry forest management in south-west Spain from 4000 BC to 1900 AC. *Proceedings of the Prehistoric Society* 58:227-247

- Swift M, Heal O, Anderson J (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientist Publications, Oxford
- Szymura TH (2009) Concentration of elements in silver fir (*Abies alba* Mill.) needles as a function of needles' age. *Trees-Struct Funct* 23 (2):211-217. doi:10.1007/s00468-008-0268-x
- Takagi S, Nagai R (1992) Several aspects of current research into the role of calcium in plant physiology. *Botanical Magazine-Tokyo* 105 (1080):687-697. doi:10.1007/bf02489443
- Tardif J, Camarero JJ, Ribas M, Gutierrez E (2003) Spatiotemporal variability in tree growth in the Central Pyrenees: Climatic and site influences. *Ecol Monogr* 73 (2):241-257. doi:10.1890/0012-9615(2003)073[0241:svitgi]2.0.co;2
- Tárrega R, Calvo L, Taboada A, García-Tejero S, Marcos E (2009) Abandonment and management in Spanish dehesa systems: Effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest Ecology and Management* 257:731–738
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ (1989) Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70 (1):97-104 doi:10.2307/1938416
- Terradas J, Savé R (1992) The influence of summer and winter stress and water relationships on the distribution of *Quercus ilex* L. *Vegetatio* 99-100: 137-145.
- Tilman D, Lehman CL, Bristow CE (1998.) Diversity-stability relationships: Statistical inevitability or ecological consequence? *American Naturalist* 151:277-282.
- Timmer VR, Ray PN (1988) Evaluating soil nutrient regime for black spruce in the Ontario claybelt by fertilization. *For Chron* 64 (1):40-46
- Timmer VR, Stone EL (1978) Comparative foliar analysis of young balsam fir fertilized with nitrogen, phosphorus, potassium, and lime. *Soil Sci Soc Am J* 42 (1):125-130
- Tognetti R, Longobucco A, Raschi A (1998) Vulnerability of xylem embolism in relation to plant hydraulic resistance in *Quercus pubescens* and *Quercus ilex* co-occurring in a Mediterranean coppice stand in central Italy. *New Phytologist* 139:437-447.
- Townsend AR, Cleveland CC, Asner GP, Bustamante MMC (2007) Controls over foliar N : P ratios in tropical rain forests. *Ecology* 88 (1):107-118. doi:10.1890/0012-9658(2007)88[107:cofnri]2.0.co;2
- Trap J, Bureau F, Brethes A, Jabiol B, Ponge JF, Chauvat M, Decaens T, Aubert M (2011) Does moder development along a pure beech (*Fagus sylvatica* L.) chronosequence result from changes in litter production or in decomposition rates? *Soil Biology and Biochemistry* 43 (7):1490-1497. doi:10.1016/j.soilbio.2011.03.025
- Traversa A, D'Orazio V, Senesi N (2008) Properties of dissolved organic matter in forest soils: Influence of different plant covering. *Forest Ecology and Management* 256:2018-2028

- Treseder KK, Vitousek PM (2001) Effects of soil nutrient availability on investment in acquisition of N and P in Hawaiian rain forests. *Ecology* 82 (4):946-954. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[0946:eosnao]2.0.co;2
- Tuset JJ, Sánchez Peña G (2004) La Seca: El decaimiento de encinas, alcornoques y otros *Quercus* en España. Organismo Autónomo Parques Nacionales., Madrid
- Tyler G (1992) Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Soils. Swedish Environmental Protection Agency,
- Ukonmaanaho L, Merilä P, Nojd P, Nieminen TM (2008) Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environ Res* 13:67-91
- Ulery AL, Graham RC, Chadwick OA, Wood HB (1995) Decade-scale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under Chaparral and Pine. *Geoderma* 65:121-134.
- Ulrich B (1981) Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Z Pflanzenernähr* 144:289-305
- Ulrich B (1983) Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Pankrath Ua (ed) *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Boston, pp 127-146
- Ulrich B (1984) Effects of air-pollution on forest ecosystems and waters-the principles demonstrated at a case-study in Central-Europe. *Atmos Environ* 18 (3):621-628. doi:10.1016/0004-6981(84)90182-3
- Ulrich B (1995) The history and possible causes of forest decline in Central Europe, with particular attention to the German situation. *Environmental Reviews*, Canada, Invited Paper
- UN/ECE (1994) Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest. Convention on Long-Range transboundary Air Pollution. UN/ECE-ICP Forests, Hamburg and Prague, 177 p.
- UN/ECE (2000) Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2000 EC-UN/ECE, Brussels, Geneva
- UN/ECE (2001) Integrative Studies on Forest Ecosystem Conditions. Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests, Federal Research Centre for Forestry and Forest Products (BFH) Forest Soil Co-ordinating Centre (FSCC), Ghent University
- Valdecantos A, Cortina J, Vallejo VR (2006) Nutrient status and field performance of tree seedlings planted in Mediterranean degraded areas. *Annals of Forest Science* 63 (3):249-256. doi:10.1051/forest:2006003
- Valentine R, Giordano E, Vannini A (1992) Water relations of Mediterranean oaks: possible influences on their dieback. Recent advances in studies on oak decline: 439-446

- Valladares F, Martinez-Ferri E, Balaguer L, Perez-Corona E, Manrique E (2000) Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy? *New Phytologist* 148 (1):79-91. doi:10.1046/j.1469-8137.2000.00737.x
- Van den Burg J (1985) Foliar analysis for determination of tree nutrient status- A compilation of literature data (Rapport 414). Wageningen, the Netherlands: de Dorschkamp, Institute of Forestry and Urban Ecology
- Van den Burg J (1990) Foliar analysis for determination of tree nutrient status-A compilation of literature data 2: Literature 1985–1989 (Rapport 591).
- Van der Salm C, De Vries W (2001) A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *The Science of Total Environment* 271:11-25
- Van Dobben H, de Vries W (2010) Relation between forest vegetation, atmospheric deposition and site conditions at regional and European scales. *Environ Pollut* 158 (3):921-933. doi:10.1016/j.envpol.2009.09.015
- Van Miegroet H, Cole DW (1985) Acidification surfaces in red alder and Dugla-fir soils-importance of nitrification. *Soil Sci Soc Am J* 149:1274-1279
- Van Wesemael B, Mulligan M, Poesen J (2000) Spatial patterns of soil water balance on intensively cultivated hillslopes in a semi-arid environment: the impact of rock fragments and soil thickness. *Hydrol Process* 14 (10):1811-1828. doi:10.1002/1099-1085(200007)14:10<1811::aid-hyp65>3.0.co;2-d
- Vanmencheler L, Groenemans R, Van Ranst E (1997) Forest Soil Condition in Europe. Results of the Large-Scale Soil Survey. EC-UN/ECE, Brussels, Genève.
- Vaz M, Pereira JS, Gazarini LC, David TS, David JS, Rodrigues A, Maroco J, Chaves MM (2010) Drought-induced photosynthetic inhibition and autumn recovery in two Mediterranean oak species (*Quercus ilex* and *Quercus suber*). *Tree Physiol* 30 (8):946-956. doi:10.1093/treephys/tpq044
- Vesterdal L, Ritter E, Gundersen P. (2002) Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. *For Eco Man* 169:137-143
- Vesterdal L, Schmidt IK, Callesen I, Nilsson LO, Gundersen (2008) Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecol Manage* 255:35 - 48
- Villar R, Ruiz-Robledo J, Quero J, Poorter H, Valladares F, Marañón T (2004) Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. In: F. Valladares (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pp 191-227
- Vitousek PM, Gerrish G, Turner DR, Walker LR, Mueller-Dumbois D (1995) Litterfall and nutrient cycling in four Hawaiian mountain rainforest. *Tropical Ecology* 11:189-203
- Vitousek PM, Howarth RW (1991) Nitrogen limitation on land and in the sea - how can it occur. *Biogeochemistry* 13 (2):87-115

- Vitousek PM, Turner DR, Parton WJ, Sanford RL (1994) Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii - patterns, mechanisms, and models. *Ecology* 75 (2):418-429. doi:10.2307/1939545
- Vogt R, Matschonat G (1997) Patterns of soil solution composition in acid forest soils: differences between undisturbed and bulk samples. *Bodenökologie* 160:549-554
- Wageningen, the Netherlands: De Dorschkamp, Institute for Forestry and Urban Ecology.
- Wang Y, Li Y, Ye X, Wang X (2010) Profile storage of organic/inorganic carbon in soil. From forest to desert. *Science of the Total Environment* 408:1925-1931
- Wang Y, Solberg S, Yu P, Myking T, Vogt RD, Du S (2007) Assessments of tree crown condition of two Masson pine forests in the acid rain region in south China. *Forest Ecology and Management* 242 (2-3):530-540. doi:10.1016/j.foreco.2007.01.065
- Watanabe T, Broadley MR, Jansen S, White PJ, Takada J, Satake K, Takamatsu T, Tuah SJ, Osaki M (2007) Evolutionary control of leaf element composition in plants. *New Phytologist* 174 (3):516-523. doi:10.1111/j.1469-8137.2007.02078.x
- Watmough SA, Dillon PJ (2004) Major element fluxes from a coniferous catchment in central Ontario, 1983-1999. *Biogeochemistry* 67 (3):369-398. doi:10.1023/b:biog.0000015792.42624.57
- Wesselink LG, VanBreemen N, Mulder J, Janssen PH (1996) A simple model of soil organic matter complexation to predict the solubility of aluminum in acid forest soils. *Eur J Soil Sci* 47 (3):373-384. doi:10.1111/j.1365-2389.1996.tb01411.x
- Wild A (1993) *Soils and environment: an introduction*. Cambridge University Press. 281 p
- Wood TE, Lawrence D, Clark DA (2006) Determinants of leaf litter nutrient cycling in a tropical rain forest: Soil fertility versus topography. *Ecosystems* 9 (5):700-710. doi:10.1007/s10021-005-0016-7
- www.emep.int
- www.icp-forest.net
- www.magrama.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx.
- www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/lucha-contra-la-desertificacion/red-resel/generalidades.aspx
- Xie J, Li Y, Zhai CX, Li CH, Lan ZD (2009) Absorption by alkaline soils and its implication to the global carbon cycle. *Environmental Geology* 56: 953-961
- Xu M, Qi Y (2001) Spatial and seasonal variations of Q (10) determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada forest. *Global Biogeochemical Cycles* 15 (3):687-696

- Xu YG, Zhou GY, Wu ZM, Luo TS, He ZC (2001) Chemical composition of precipitation, throughfall and soil solutions at two forested sites in Guangzhou, south China. *Water Air Soil Pollut* 130 (1-4):1079-1084. doi:10.1023/a:1013938630542
- Yachi S, Loreau M (1999) Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96:463-1468.
- Yuan ZY, Chen HYH (2009) Global trends in senesced-leaf nitrogen and phosphorus. *Glob Ecol Biogeogr* 18 (6):759-759
- Zancada C, Almendros G, Jimenez Ballesta R (2003) Humus quality after eucalypt reforestations in Asturias (Northern Spain). *The Science of Total Environment* 313:245-258
- Zas R (2003) Interpretación de las concentraciones foliares en nutrientes en plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* D. Don en tierras agrarias de Galicia. *Sist Recur For* 12 (2):3-11
- Zhang G, Zeng GM, Jiang YM, Du CY, Huang GH, Zeng M, Su XK, Xiang RJ (2006) Exchange of proton and major elements in two-layer canopies under acid rain in a subtropical evergreen forest in central-south China. *Journal of Integrative Plant Biology* 48 (10):1154-1162. doi:10.1111/j.1744-7909.2006.00293.x
- Zhang GY, Brummer GM, Zhang XN (1996) Effect of perchlorate, nitrate, chloride and pH on sulfate adsorption by variable-charge soils. *Geoderma* 73 (3-4):217-229. doi:10.1016/0016-7061(96)00050-x

7. APÉNDICES

APENDICE I: DESCRIPCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

Punto	Provincia	altitud (m)	Formación forestal	Tipo de suelo	Material originario	Profundidad suelo (m)	Pendiente %	Exposición
1	Cantabria	485	Mixto	Cambisol districo	esquistos	60	39	noreste
2	Castellón	750	Mixto	Fluvisol mólico	calizas	80	24	noreste
3	Cáceres	247	Dehesa	Alisol estágnico	arcosas	80	0	llano
4	Badajoz	645	Dehesa	Luvisol gléico	pizarras	70	7	noroeste
5	Sevilla	365	Dehesa	Luvisol férrico	granitos	50	17	noreste
6	Barcelona	820	Mixto	Leptosol eútrico	esquistos	20	25	oeste
7	Jaén	610	Dehesa	Cambisol districo	granitos	70	10	oeste
8	Granada	1520	Mixto	Cambisol eútrico	pizarras	35	28	oeste
9	Burgos	880	Mixto	Luvisol férrico	calcarenitas	40	14	este
10	Zamora	870	Mixto	Luvisol crómico	pizarras	80	7	norte
11	Toledo	825	EAD	Alisol húmico	esquistos	70	48	noreste
12	León	1000	EAD	Cambisol crómico	sedimentos siliciclásticos	50	25	oeste
13	Palencia	1350	EAD	Luvisol crómico	calizas	66	35	sur
14	Burgos	800	Mixto	Alisol férrico	calcarenitas	85	25	norte
15	Burgos	950	Mixto	Luvisol crómico	calizas	34	0	llano
16	Burgos	900	EAD	Chernozem háplico	calizas	41	65	norte
17	León	850	EAD	Cambisol crómico	sedimentos siliciclasticos	79	0	llano
18	Navarra	850	EAD	Leptosol eútrico	calizas	20	5	noreste
19	Navarra	650	Mixto	Cambisol eútrico	filitas	70	10	sur
20	Navarra	900	Mixto	Cambisol calcarico	arenisca calizas	30	3	sur
21	Zaragoza	800	EAD	Regosol calcárico	margas	44	15	suroeste
22	Lleida	1050	Mixto	Leptosol lítico	calizas	15	30	
23	Zamora	550	EBD	Leptosol districo	esquistos	24	40	noroeste
24	Huesca	1000	EAD	Cambisol calcárico	margas	50	23	suroeste
25	Burgos	800	EBD	Cambisol eútrico	sedimentos poligénicos	38	7	llano
26	Soria	1100	Mixto	Luvisol crómico	calizas	32	10	suroeste
27	Huesca	550	Mixto	Cambisol calcárico	margas	63	25	sureste
28	Lleida	700	EAD	Leptosol lítico	calizas	18	5	este
29	Lleida	950	Mixto	Leptosol lítico	calizas	15	30	este
30	Barcelona	650	EAD	Leptosol lítico	conglomerados	30	10	norte
31	Barcelona	900	Mixto	Leptosol lítico	calizas	20	40	norte
32	Gerona	400	EAD	Cambisol calcárico	Materiales detríticos	110	20	suroeste
33	Gerona	1000	EAD	Leptosol lítico	areniscas	15	20	sur
34	Salamanca	850	EAD	Regosol districo	sedimentos	36	5	este
35	Barcelona	650	EAD	Regosol districo	conglomerados	180	30	este
36	Soria	1050	Mixto	Regosol calcárico	calcarenitas	40	25	sureste

Punto	Provincia	altitud (m)	Formación forestal	Tipo de suelo	Material originario	Profundidad suelo (m)	Pendiente %	Exposición
37	Zaragoza	900	EAD	Leptosol lítico	pizarras	15	11	este
38	Barcelona	600	Mixto	Leptosol dístico	esquistos	18	40	sur
39	Salamanca	900	EAD	Acrisol háplico	cuarcitas	32	0	llano
40	Zaragoza	900	EAD	Leptosol dístico	cuarcitas	28	35	oeste
41	Barcelona	1000	Mixto	Cambisol eútrico	Materiales detríticos	45	80	sur
42	Salamanca	700	EAD	Cambisol gleico	esquistos	56	17	este
43	Salamanca	900	EAD	Cambisol dístico	pizarras	37	5	llano
44	Salamanca	1000	EAD	Leptosol dístico	pizarras	29	8	llano
45	Salamanca	900	EAD	Alisol férrico	pizarras	33	15	noreste
46	Guadalajara	1100	EAD	Regosol calcárico	calizas	28	10	noreste
47	Salamanca	950	EAD	Leptosol dístico	pizarras	23	10	sureste
48	Guadalajara	900	Mixto	Cambisol dístico	cuarcitas	65	19	suroeste
49	Guadalajara	1100	Mixto	Cambisol calcarico	calizas	41	0	llano
50	Ávila	1150	EAD	Cambisol dístico	granitos	39	13	este
51	Guadalajara	1200	EBD	Regosol dístico	cuarcitas	44	5	sur
52	Cáceres	400	Dehesa	Leptosol dístico	granitos	20	45	norte
53	Teruel	1350	EAD	Cambisol calcárico	calizas	34	10	norte
54	Cáceres	400	Dehesa	Calcisol háplico	sedimentos	50	0	llano
55	Toledo	450	Dehesa	Cambisol dístico	granitos	50	10	este
56	Toledo	450	Dehesa	Cambisol dístico	granitos	50	13	noreste
57	Teruel	1100	EBD	Leptosol eútrico	calizas	26	12	noreste
58	Cuenca	1050	EBD	Leptosol mólico	calizas	40	40	noroeste
59	Cuenca	1250	EAD	Leptosol eútrico	calizas	31	35	oeste
60	Cáceres	450	Dehesa	Planosol dístico	pizarras	50	13	sureste
61	Cáceres	400	Dehesa	Cambisol dístico	pizarras	30	4	sur
62	Cáceres	450	Dehesa	Cambisol dístico	pizarras	35	13	noreste
63	Teruel	1150	EAD	Leptosol eútrico	calizas	29	5	sureste
64	Teruel	1350	EAD	Antrosol árico	calizas	20	15	noroeste
65	Cáceres	450	Dehesa					
66	Cáceres	550	Dehesa	Alisol háplico	cuarcitas	50	4	norte
67	Badajoz	200	Dehesa	Leptosol dístico	pizarras	18	20	oeste
68	Badajoz	250	Dehesa	Alisol háplico	pizarras	45	4	noreste
69	Ciudad Real	800	EBD	Leptosol eútrico	calizas	20	12	noroeste
70	Badajoz	250	Dehesa	Leptosol dístico	pizarras	20	10	noreste
71	Badajoz	550	Dehesa	Cambisol dístico	cuarcitas	35	5	norte
72	Ciudad Real	550	Dehesa	Leptosol dístico	esquistos	40	22	norte

Punto	Provincia	altitud (m)	Formación forestal	Tipo de suelo	Material originario	Profundidad suelo (m)	Pendiente %	Exposición
73	Albacete	1050	EBD	Leptosol eútrico	calizas	27	16	llano
74	Badajoz	450	Dehesa	Leptosol dístrico	esquistos	20	15	noreste
75	Córdoba	600	Dehesa	Alisol háplico	cuarcitas	40	5	sur
76	Huelva	400	Dehesa	Leptosol lítico	pizarras	18	15	sur
77	Córdoba	600	Dehesa	Leptosol lítico	micacitas	20	10	sur
78	Córdoba	700	Dehesa	Cambisol dístrico	cuarcitas	40	10	este
79	Córdoba	700	Dehesa	Leptosol lítico	neiss	30	5	sur
80	Córdoba	700	Dehesa	Leptosol dístrico	granitos	30	10	suroeste
81	Ciudad Real	500	Dehesa	Cambisol dístrico	esquistos	40	20	sureste
82	Albacete	1200	EBD	Leptosol eútrico	calizas	24	10	norte
83	Huelva	550	Dehesa	Alisol háplico	cuarcitas	40	20	suroeste
84	Huelva	450	Dehesa	Leptosol dístrico	pizarras	20	30	oeste
85	Córdoba	450	Dehesa	Leptosol dístrico	micacitas	25	10	noreste
86	Córdoba	700	Dehesa	Leptosol lítico	esquistos	18	5	sur
87	Córdoba	750	Dehesa	Leptosol dístrico	granitos	30	5	suroeste
88	Córdoba	800	Dehesa	Cambisol dístrico	granitos	45	10	suroeste
89	Jaén	750	Dehesa	Leptosol dístrico	pizarras	25	20	este
90	Córdoba	600	Dehesa	Leptosol dístrico	esquistos	18	5	sur
91	Córdoba	450	Dehesa	Leptosol dístrico	esquistos	20	35	noroeste
92	Jaén	500	Dehesa	Leptosol dístrico	granitos	40	15	noroeste
93	Jaén	650	Dehesa	Cambisol dístrico	granitos	40	5	noroeste
94	Jaén	550	Dehesa	Leptosol lítico	esquistos	18	16	noroeste
95	Jaén	1500	EBD	Leptosol eútrico	calizas	28	14	norte
96	Sevilla	150	Dehesa	Calcisol háplico	calizas	40	0	sur
97	Jaén	1150	EBD	Regosol calcárico	margas	42	25	oeste
98	Granada	1100	EBD	Luvisol crómico	calizas	34	32	sureste
99	Granada	1150	EBD	Regosol calcárico	calizas	20	35	norte
100	Granada	900	EBD	Regosol calcárico	calizas	25	6	sur
101	Granada	1000	EBD	Regosol calcárico	calizas	30	30	oeste
102	Málaga	400	Dehesa	Regosol dístrico	esquistos	39	35	oeste
103	Barcelona	400	EAD	Regosol dístrico	granitos	15	20	sur

APENDICE II: CARACTERIZACIÓN FITOCLIMÁTICA DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

Abreviatura	unidades	Parámetro
PMA		Precipitación media anual
PMP	mm	Precipitación media primavera
PMV	mm	Precipitación media verano
TMA	°C	Temperatura media anual
TMF	°C	Temperatura media del mes más frío
TMC	°C	Temperatura media del mes más cálido
TMV	°C	Temperatura media de verano
Aridez		
OTD		Oscilación térmica diaria
IO		Índice ómbrico

Punto	Tipo fitoclimático	PMA	PMP	PMV	TMA	TMF	TMC	TMV	Aridez	OTD	IO
1	Nemoromediterráneo	970	94.6	37.0	11.5	5.3	18.8	17.7	1.5	11.3	8.43
2	Nemoromediterráneo	582	50.6	47.7	12.9	5.8	22.2	20.9	1.3	11.4	4.51
3	Mediterráneo	727	60.8	17.3	16.5	7.3	27.7	26.0	3.5	13.1	4.41
4	Mediterráneo	528	45.4	10.7	15.2	7.5	25.3	23.8	4.1	10.2	3.47
5	Mediterráneo	673	55.2	9.7	16.4	8.5	25.9	24.6	3.9	12.9	4.10
6	Nemoromediterráneo	740	67.7	56.1	11.8	3.5	20.9	19.6	0.0	10.9	6.27
7	Mediterráneo	547	51.9	10.3	15.5	7.0	26.6	24.7	4.2	12.7	3.53
8	Mediterráneo	451	45.5	9.0	12.9	5.1	23.2	21.6	4.2	11.7	3.50
9	Nemoral	986	104.4	45.7	10.5	3.6	18.3	17.5	0.0	11.2	9.39
10	Nemoromediterráneo	652	57.6	25.7	11.0	3.4	20.2	19.0	2.7	12.4	5.93
11	Mediterráneo	576	47.2	18.4	14.2	5.7	25.6	23.9	3.7	12.3	4.06
12	Nemoromediterráneo	879	77.6	36.6	9.9	2.5	18.4	17.1	1.5	12.2	8.88
13	Oroborealoide	1099	90.1	45.5	7.9	0.5	17.0	15.5	0.0	12.2	13.91
14	Oroborealoide	977	103.6	42.5	10.5	3.4	18.3	17.4	0.7	11.4	9.30
15	Nemoromediterráneo	806	73.2	38.7	10.0	2.3	18.3	17.1	1.4	11.8	8.06
16	Nemoromediterráneo	760	75.4	37.5	10.1	2.8	18.7	17.6	1.6	11.8	7.52
17	Nemoromediterráneo	487	44.2	26.1	11.3	3.1	20.6	19.1	2.8	12.3	4.31
18	Nemoromediterráneo	901	90.8	44.3	11.1	4.2	20.4	18.5	0.5	8.9	8.12
19	Nemoromediterráneo	885	81.9	47.9	11.5	4.2	20.8	19.0	0.9	10.9	7.70
20	Nemoral	964	89.7	52.4	10.3	3.6	19.1	17.8	0.0	10.1	9.36
21	Nemoral	714	62.2	43.9	11.5	3.5	21.0	19.4	1.2	11.3	6.21
22	Nemoral	828	77.1	72.8	9.8	1.9	19.0	17.7	0.0	12.7	8.45
23	Mediterráneo	556	48.9	20.2	13.5	4.9	23.7	22.3	3.3	12.7	4.12
24	Oroborealoide	962	83.8	80.2	10.0	2.1	19.5	18.0	0.0	12.4	9.62
25	Nemoromediterráneo	469	42.8	27.2	11.5	3.5	21.0	19.6	2.7	13.0	4.08
26	Nemoromediterráneo	523	50.7	34.2	10.7	3.5	20.0	18.7	2.1	12.1	4.89
27	Nemoromediterráneo	502	47.7	36.8	12.9	3.6	23.1	21.7	1.9	12.3	3.89
28	Nemoral	654	63.4	53.9	11.7	2.9	21.8	20.3	0.8	12.5	5.59
29	Nemoral	671	70.7	49.6	11.0	2.8	21.1	19.7	0.8	11.9	6.10
30	Nemoromediterráneo	744	66.9	60.4	12.2	4.5	21.2	19.9	0.0	10.8	6.10
31	Nemoral	827	76.4	68.6	10.9	2.9	20.3	18.6	0.0	11.3	7.59
32	Nemoromediterráneo	760	69.0	58.5	13.4	5.9	22.1	20.9	0.0	10.9	5.67
33	Nemoral	940	83.9	71.9	10.1	1.6	19.4	18.1	0.0	11.7	9.31
34	Mediterráneo	506	141.0	57.0	11.6	3.7	21.2	19.4	3.5	12.5	4.36
35	Nemoromediterráneo	745	67.1	61.7	12.2	4.3	21.2	19.8	0.0	10.9	6.11
36	Nemoromediterráneo	526	51.7	32.7	10.8	2.9	20.8	19.4	2.2	12.9	4.87

Punto	Tipo fitoclimático	PMA	PMP	PMV	TMA	TMF	TMC	TMV	Aridez	OTD	IO
37	Nemoromediterráneo	458	47.3	33.7	11.8	3.8	21.5	20.1	2.4	12.4	3.88
38	Nemoromediterráneo	720	64.9	53.7	12.5	4.4	21.5	20.2	0.2	10.9	5.76
39	Nemoromediterráneo	561	49.7	21.1	11.5	4.0	21.2	19.8	2.8	12.6	4.88
40	Nemoromediterráneo	441	44.9	34.2	11.8	3.7	21.7	20.3	2.4	12.4	3.74
41	Nemoral	706	61.6	57.4	10.1	1.7	19.4	18.1	0.1	11.0	6.99
42	Nemoromediterráneo	582	160.0	47.0	13.0	4.0	21.1	19.2	2.9	13.4	4.48
43	Nemoromediterráneo	623	57.6	23.0	12.1	4.3	22.2	20.5	2.6	12.8	5.15
44	Nemoromediterráneo	581	53.3	20.3	11.4	4.1	21.0	19.4	2.6	12.7	5.10
45	memoromediterraneo	493	139.0	52.0	11.6	3.4	20.7	18.9	2.9	12.6	4.25
46	Nemoromediterráneo	496	49.7	33.4	10.5	2.5	20.8	19.3	2.1	12.8	4.72
47	Nemoromediterráneo	622	54.7	21.3	11.3	4.0	21.3	19.6	2.7	12.4	5.50
48	Nemoromediterráneo	543	50.1	26.2	12.1	3.9	22.5	20.9	2.8	12.5	4.49
49	Nemoromediterráneo	562	55.0	27.4	10.8	2.7	21.0	19.6	2.6	12.6	5.20
50	Nemoromediterráneo	670	59.1	21.9	10.2	3.2	19.4	18.1	2.4	11.6	6.57
51	Nemoromediterráneo	595	54.6	36.8	10.1	2.1	20.4	18.8	1.9	12.9	5.89
52	Mediterráneo	741	61.3	17.9	15.8	6.9	26.5	24.9	3.4	12.6	4.69
53	Nemoromediterráneo	495	49.4	38.0	9.5	1.8	20.1	18.3	1.8	12.5	5.21
54	Mediterráneo	631	50.2	16.0	15.6	7.3	25.6	24.4	3.7	12.7	4.04
55	Mediterráneo	745	61.3	18.1	15.5	6.7	26.0	24.7	3.4	13.3	4.81
56	Mediterráneo	546	48.4	18.0	15.2	6.3	26.3	24.6	3.8	13.1	3.59
57	Nemoromediterráneo	551	49.5	37.3	11.0	3.0	21.0	19.6	2.0	13.2	5.01
58	Nemoromediterráneo	577	57.1	24.3	12.2	3.9	22.5	21.3	2.8	11.2	4.73
59	Nemoromediterráneo	703	67.7	33.8	10.5	2.8	20.4	19.2	2.0	12.7	6.70
60	Mediterráneo	556	45.1	13.0	15.6	7.4	25.3	24.1	4.0	12.1	3.56
61	Mediterráneo	590	46.5	13.9	15.9	7.5	26.2	24.5	4.0	12.3	3.71
62	Mediterráneo	633	53.2	15.0	15.6	6.9	26.2	24.8	3.9	13.2	4.06
63	Nemoromediterráneo	506	46.0	39.9	11.4	3.7	21.5	20.0	1.7	12.3	4.44
64	Nemoral	570	50.4	44.4	10.0	2.6	19.9	18.7	0.8	12.3	5.70
65	Mediterráneo	574	51.7	12.8	15.7	7.4	25.4	24.1	4.1	11.7	3.66
66	Mediterráneo	645	55.9	15.7	15.4	7.0	25.8	24.3	3.7	12.3	4.19
67	Mediterráneo	594	164.0	28.0	17.2	8.9	26.1	24.2	4.5	13.6	3.45
68	Mediterráneo	620	174.0	29.0	17.1	8.8	26.0	24.1	4.5	13.4	3.63
69	Mediterráneo	442	47.2	16.0	14.5	5.6	25.5	23.9	4.0	12.4	3.05
70	Mediterráneo	624	174.0	28.0	17.1	8.6	25.0	23.1	4.2	13.4	3.65
71	Mediterráneo	507	45.5	13.4	15.6	7.4	25.8	24.2	4.4	12.2	3.25
72	Mediterráneo	577	51.6	14.3	15.4	7.0	26.2	24.5	4.0	13.6	3.75

Punto	Tipo fitoclimático	PMA	PMP	PMV	TMA	TMF	TMC	TMV	Aridez	OTD	IO
73	Mediterráneo	511	54.9	19.1	12.8	4.1	24.4	22.2	3.5	12.4	3.99
74	Mediterráneo	636	52.4	11.6	15.8	7.8	25.1	23.8	4.0	12.3	4.03
75	Mediterráneo	532	48.6	12.5	15.6	7.3	26.0	24.5	4.2	12.2	3.41
76	Mediterráneo	718	204.0	31.0	16.7	8.6	25.0	23.1	3.6	12.1	4.30
77	Mediterráneo	567	50.8	12.4	15.6	7.3	25.9	24.3	4.2	12.5	3.63
78	Mediterráneo	565	51.6	13.2	15.0	6.8	25.7	23.9	4.0	12.0	3.77
79	Mediterráneo	596	56.5	14.0	15.4	6.9	26.6	24.7	3.9	11.8	3.87
80	Mediterráneo	592	57.0	12.5	15.2	6.8	26.3	24.5	3.9	12.4	3.89
81	Mediterráneo	482	47.1	11.6	15.6	7.4	26.1	24.7	4.2	13.8	3.09
82	Mediterráneo	533	56.5	21.5	12.1	4.2	22.3	20.7	3.0	11.3	4.40
83	Mediterráneo	781	221.0	36.0	16.1	8.2	25.3	23.4	3.7	11.9	4.85
84	Mediterráneo	727	211.0	34.0	15.4	8.7	25.9	24.0	3.9	12.3	4.72
85	Mediterráneo	600	52.9	10.9	16.1	8.1	26.4	24.7	4.1	13.0	3.73
86	Mediterráneo	612	57.4	10.9	15.2	7.3	25.6	23.9	3.9	12.4	4.03
87	Mediterráneo	585	56.8	12.8	15.0	6.6	26.2	24.4	3.9	12.2	3.90
88	Mediterráneo	576	53.0	12.0	14.7	6.6	25.7	23.7	3.8	12.1	3.92
89	Mediterráneo	597	54.6	11.2	14.9	6.9	25.9	24.0	3.9	12.2	4.01
90	Mediterráneo	602	54.7	11.2	15.5	7.3	26.0	24.3	4.0	12.9	3.88
91	Mediterráneo	601	53.0	10.2	16.3	8.0	26.5	24.9	4.1	13.4	3.69
92	Mediterráneo	536	50.4	10.2	16.2	7.5	26.9	25.2	4.4	12.9	3.31
93	Mediterráneo	564	54.7	11.4	15.4	6.9	26.7	24.6	4.1	12.6	3.66
94	Mediterráneo	535	52.7	10.8	16.1	7.4	27.2	25.3	4.3	12.6	3.32
95	Nemoromediterráneo	872	88.1	23.0	10.5	3.2	21.5	19.6	2.6	12.3	8.30
96	Mediterráneo	580	47.8	8.0	17.9	10.3	26.6	25.3	4.5	13.1	3.24
97	Mediterráneo	565	56.9	15.6	13.2	5.5	23.7	22.1	3.7	11.1	4.28
98	Mediterráneo	587	54.8	11.2	13.0	5.2	24.1	22.1	3.9	12.4	4.52
99	Mediterráneo	541	49.6	11.3	13.2	4.9	24.6	22.3	4.1	12.6	4.10
100	Mediterráneo	536	51.8	10.5	14.3	6.2	24.7	23.2	4.2	12.4	3.75
101	Mediterráneo	491	44.6	8.3	13.7	5.9	24.4	22.7	4.4	12.4	3.58
102	Mediterráneo	561	47.4	7.6	16.8	9.6	26.0	24.5	4.7	11.7	3.34
103	Nemoromediterráneo	723	61.7	51.9	13.7	6.0	22.7	21.2	0.7	10.3	5.28

APENDICE III: RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE SUELO

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE LA CAPA ORGÁNICA SUPERFICIAL

Abreviatura	Unidades	Parámetro
pH (CaCl ₂)		
pH (H ₂ O)		
CO	%	Carbono orgánico
N	g kg ⁻¹	Nitrógeno total
P	g kg ⁻¹	Fósforo total
K	g kg ⁻¹	Potasio total
Ca	g kg ⁻¹	Calcio total
Mg	g kg ⁻¹	Magnesio total
Mn	mg kg ⁻¹	Manganeso total
Fe	mg kg ⁻¹	Hierro total
Zn	mg kg ⁻¹	Zinc total

Punto	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Zn
1	5.5	6.1	27.7	17.8	1.3	5.5	25.5	3.3	4547	17516	131
2	6.7	7.0	22.1	11.7	0.9	9.0	27.4	4.4	1023	21363	104
3	5.1	5.6	9.8	3.7	0.4	2.5	3.6	1.7	364	6348	54
4			31.7	12.4							
5			17.2	7.8	1.0	5.5	11.9	3.8	436	9880	68
6	5.2	5.7	16.7	7.7	0.7	6.1	5.8	4.6	1853	33849	148
7	5.6	6.1	4.8	3.1	0.5	2.5	2.9	3.0	358	10852	77
8	6.1	6.2	22.5	13.1	0.9	3.4	16.7	3.9	2304	22037	110
9	5.8	6.4	40.6	15.2	0.7	3.8	17.4	3.4	831	22143	91
10	4.8	5.3	29.1	13.5	1.0	2.6	7.6	2.4	4972	25005	104
11	5.2	5.7	26.6	12.1	0.9	3.7	9.4	2.2	2160	23270	85
12	4.9	5.4	42.9	13.8	1.0	2.3	16.8	1.1	2029	3342	53
13	5.0	5.5	35.6	13.3	0.9	2.6	20.7	1.5	881	5155	84
14	4.1	4.7	31.5	9.7	0.5	1.4	6.2	1.1	783	3104	36
15	4.8	5.3	41.4	13.8	0.6	2.3	12.6	1.3	259	4855	55
16	5.1	5.6	39.8	12.9	0.6	2.0	21.4	1.6	579	13536	58
17	5.5	6.0	32.4	15.2	1.0	3.0	28.2	1.8	2457	5118	33
18	5.6	6.2	25.2	12.8	1.0	4.7	25.2	3.3	1092	16806	115
19	5.2	5.7	27.1	13.2	0.6	3.9	13.9	2.7	1441	14231	97
20	6.4	6.6	24.0	10.9	0.6	4.6	30.0	3.5	518	6680	62
21	6.2	6.3	22.3	10.6	0.5	4.5	47.2	3.8	246	9176	132
22	6.6	6.9	32.4	14.7	1.7	6.5	59.8	2.5	467	12698	77
23	5.0	5.5	28.1	14.8	1.1	3.0	11.7	2.1	496	3232	98
24	6.8	7.1	22.5	9.1	0.6	3.3	99.2	3.2	219	5567	64
25	5.8	6.4	18.3	10.7	0.6	1.7	12.2	1.1	2188	2291	51
26	5.0	5.5	39.0	12.6	0.9	7.8	28.1	2.1	326	492	113
27	6.7	7.0	22.4	9.7	0.9	2.9	85.5	4.7	247	7734	46
28	6.5	6.7	36.4	17.5	0.7	2.6	65.6	2.1	146	2973	35
29			45.0	14.8	1.2	3.9	55.0	2.4	412	6057	42
30	6.4	6.6	33.1	13.4	0.7	3.1	38.4	4.4	211	4964	58
31	6.2	6.3	30.6	14.7	0.7	3.6	30.3	5.2	393	6957	63
32	6.2	6.3	30.7	12.7	0.7	2.8	45.4	3.2	274	10920	72
33	5.9	6.5	31.2	12.2	0.5	2.0	18.6	2.3	926	11266	49
34	4.9	5.4	31.2	13.4	0.7	2.0	12.1	1.7	531	1729	47
35	5.7	6.3	16.0	8.9	0.6	3.0	8.8	2.4	1124	5060	74
36	6.2	6.3	41.5	15.8	0.6	2.6	41.3	1.5	165	3590	36

Punto	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Zn
37											
38	5.9	6.5	18.7	9.3	0.7	6.7	12.8	5.3	1634	19605	83
39	5.0	5.5	33.8	16.5	1.0	2.1	15.4	1.7	1261	4691	132
40	5.5	6.0	37.0	16.4	1.3	3.0	25.9	3.4	2576	6385	36
41	6.5	6.7	28.6	11.0	0.6	4.8	27.6	6.9	916	15592	127
42	4.8	5.3	39.5	11.2	0.8	1.8	14.4	2.7		2691	20
43	4.7	5.2	38.6	17.3	0.9	1.6	13.0	2.9	794	4132	34
44	5.1	5.6	39.6	17.0	1.2	4.7	18.0	2.1	1170	2900	34
45	5.3	5.8	29.3	13.5	1.2	4.1	14.4	3.6	975	7718	398
46	5.3	5.8	45.4	13.8	0.7	2.6	24.4	1.4	213	3019	17
47	5.3	5.8	27.0	16.3	1.4	3.9	13.6	5.9	798	10195	44
48	4.9	5.4	35.6	14.9	0.6	1.7	45.8	5.1		2356	131
49	5.7	6.3	27.2	13.0	0.8	3.9	26.9	2.2	650	7570	59
50	4.9	5.4	25.8	15.4	1.2	6.6	11.4	6.4	722	10269	433
51	5.3	5.8	25.2	11.6	1.0	2.7	13.0	1.4	457	1666	53
52											
53	6.0	6.1	34.7	12.8	0.9	5.7	42.0	3.9	178	3824	54
54											
55											
56											
57	5.9	6.5	34.0	15.5	0.9	4.2	37.3	2.5	173	3487	34
58			39.7	15.2	0.9	3.0	42.3	16.0	204	6662	56
59	6.0	6.1	40.2	15.2	0.8	3.9	40.1	3.6	420	7199	72
60											
61											
62											
63	5.8	6.4	28.4	14.9	0.9	5.2	32.2	3.0	695	7657	54
64	5.8	6.4	40.8	16.6	0.9	3.5	35.3	2.5	160	4770	47
65											
66											
67	5.5	6.0	10.8	6.1	0.6	2.9	5.1	5.5	4231	30274	52
68											
69											
70											
71											
72											

Punto	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Zn
73											
74											
75			30.6	11.7	0.9	3.6	9.5	1.5	483	8088	20
76											
77	6.2	6.3	25.3	19.1	2.1	6.9	15.3	4.7	1072	10179	109
78	6.6	6.9	12.2	6.3	0.4	2.7	11.6	1.4	1323	15146	50
79	4.5	5.1	35.8	8.9	0.7	3.4	12.0	8.6	580	11052	91
80	5.1	5.6	40.1	11.8	0.9	2.8	19.5	2.1	542	2905	23
81											
82	6.7	7.0	26.9	12.8	0.9	5.8	65.1	4.6	440	18453	47
83											
84											
85											
86	4.9	5.4	30.4	10.4	0.8	4.3	13.9	4.3	842	16867	104
87	5.8	6.4	22.6	12.2	1.1	3.5	13.3	2.3	2245	6462	98
88											
89											
90	6.0	6.1	20.4	11.0	1.1	4.9	9.2	3.5	975	16757	97
91	5.6	6.2	10.5	5.5	0.7	4.1	7.2	4.5	413	26371	67
92											
93	5.6	6.2	10.9	6.6	0.6	3.8	6.3	3.1	437	9833	47
94											
95	5.3	5.8	34.8	17.7	1.3	4.1	25.3	3.4	1713	7975	44
96	6.0	6.1	39.5	17.5	1.2	2.8	41.7	2.0	888	11759	49
97	6.6	6.9	20.6	11.0	1.1	6.1	36.3	7.6	560	6696	40
98	5.6	6.2	38.8	13.0	1.2	6.0	37.3	2.6	451	6730	69
99	5.9	6.5	33.7	11.1	1.2	5.5	33.8	2.5	262	4539	36
100	6.5	6.7	36.7	16.1	1.1	3.8	45.8	11.7	751	13063	34
101	5.4	5.9	38.8	14.7	1.0	5.2	41.0	7.8	2230	5809	34
102	5.5	6.0	42.7	13.7	0.9	3.8	26.3	2.9	986	2323	51
103	5.2	5.7	11.8	4.1	0.4	1.9	8.0	1.9	711	7013	58

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE LA CAPA MINERAL 0-10 cm

Abreviatura	Unidades	Parámetro
DA	g cm^{-3}	Densidad aparente
FG	%	Fragmentos gruesos
Arcilla	%	Contenido arcilla
pH (CaCl ₂)		
pH (H ₂ O)		
CO	%	Carbono orgánico
N	g kg^{-1}	Nitrógeno total
C/N		
CaCO ₃	%	Contenido en carbonatos totales
COSS	kg m^{-2}	Stock de carbono orgánico
CTSS	kg m^{-2}	Stock de carbono total
Na	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de sodio en el extracto de agua
K	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de potasio en el extracto de agua
Ca	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de calcio en el extracto de agua
Mg	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de magnesio en el extracto de agua
Al	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de aluminio en el extracto de agua
Fe	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de hierro en el extracto de agua
Mn	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de manganeso en el extracto de agua
NH ₄	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de amonio en el extracto de agua
Cl	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de cloruro en el extracto de agua
NO ₃	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de nitrato en el extracto de agua
PO ₄	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de fosfato en el extracto de agua
SO ₄	$\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$	Concentración de sulfato en el extracto de agua

Punto	DA	FG	Arcilla	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	C/N	CaCO ₃	COSS	CTSS
1	1.35	38	31.8	4.9	5.8	6.4	4.9	13.1	0.0	5.4	5.4
2	1.28	12	48.0	6.7	7.4	9.2	5.7	16.1	4.3	10.4	10.9
3	1.68	8	5.4	4.8	5.7	0.8	0.9	8.9	0.0	1.2	1.2
4	1.43	6	8.9	4.9	5.8	1.6	1.5	11.0	0.0	2.2	2.2
5	1.60	9	13.1	4.9	5.7	2.2	2.1	10.5	0.0	3.2	3.2
6	1.17	17	13.4	4.4	5.3	3.2	2.2	14.9	0.0	3.1	3.1
7	1.37	2	10.5	5.1	6.0	2.0	1.7	11.8	0.0	2.7	2.7
8	1.63	26	11.2	5.5	6.3	2.4	1.8	13.1	0.0	2.8	2.8
9	1.25	2	30.8	5.8	6.9	8.4	4.8	17.7	2.2	10.3	10.6
10	1.27	4	26.1	4.5	5.3	6.8	4.1	16.7	0.0	8.2	8.2
11	1.16	23	27.8	4.9	5.8	7.5	4.3	17.4	0.0	6.7	6.7
12	1.75	55	8.5	4.6	5.4	2.5	1.3	18.8	0.0	1.9	1.9
13	1.14	3	34.6	6.4	7.1	5.3	4.4	11.9	1.0	5.8	5.9
14	1.12	0	12.3	4.5	5.4	4.8	2.2	21.6	0.0	5.3	5.3
15	1.45	55	36.1	5.8	6.5	7.5	4.1	18.5	1.7	4.9	5.0
16	1.73	87	23.6	7.1	7.9	10.1	5.5	18.4	28.1	2.2	2.9
17	1.68	54	12.2	5.3	6.1	2.6	2.0	13.3	0.0	2.0	2.0
18	1.36	17	50.4	6.8	7.5	7.0	4.6	15.2	2.2	7.9	8.2
19	1.17	4	33.0	5.6	6.3	5.4	3.1	17.5	0.0	6.0	6.0
20	1.15	0	29.3	7.0	7.8	5.1	3.6	14.2	3.3	5.8	6.2
21	1.22	38	26.3	7.4	8.2	3.9	3.0	13.0	22.5	2.9	5.0
22	1.39	52	27.2	7.3	8.1	4.6	6.3	7.2	21.0	3.0	4.7
23	1.44	22	5.5	4.7	5.6	3.3	2.4	13.5	0.0	3.6	3.6
24	1.44	12	18.8	7.3	8.1	2.3	1.8	13.1	43.5	2.9	9.5
25	1.30	1	3.1	6.1	6.7	1.1	0.7	15.0	0.0	1.3	1.3
26	1.19	17	61.8	7.2	8.0	2.9	2.9	10.0	1.8	2.8	3.0
27	1.34	20	19.3	7.6	8.5	3.7	3.1	11.8	26.7	3.9	7.4
28	1.14	26	30.6	7.2	8.0	5.0	3.5	14.3	41.9	4.2	8.4
29	1.75	76	34.2	7.2	8.0	4.2	3.4	12.2	24.1	1.7	2.9
30	1.28	5	13.4	7.4	8.3	3.2	2.4	13.4	17.2	3.8	6.3
31	1.34	8	18.7	6.9	7.6	5.2	3.2	16.1	4.9	6.3	7.1
32	1.43	8	16.4	6.6	7.2	5.1	2.9	17.6	15.7	6.7	9.2
33	0.85	5	23.1	5.2	6.0	5.3	2.7	19.6	0.0	4.3	4.3
34	1.59	6	4.6	5.1	5.9						
35	1.70	18	7.1	5.7	6.4	2.8	1.8	15.6	0.3	3.9	3.9
36	1.49	14	16.8	7.4	8.2	1.6	1.6	10.0	31.1	2.1	6.8

Punto	DA	FG	Arcilla	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	C/N	CaCO ₃	COSS	CTSS
37	1.52	47	14.0	5.8	6.5	1.9	1.9	9.7	0.0	1.5	1.5
38	1.46	66	18.1	5.6	6.3	8.1	4.6	17.8	0.0	4.0	4.0
39	1.45	28	16.5	5.2	6.0	4.2	2.6	16.2	0.0	4.4	4.4
40	1.60	47	10.6	5.9	6.5	1.9	1.6	11.6	0.3	1.6	1.6
41	1.16	38	32.7	7.0	7.7	9.3	4.7	19.8	4.9	6.7	7.1
42	1.58	16	7.3	4.9	5.8						
43	1.46	14	13.7	4.2	5.0	2.2	2.3	9.8	0.0	2.8	2.8
44	1.48	17	14.2	4.9	5.7	4.3	3.2	13.3	0.0	5.2	5.2
45	1.43	15	14.7	5.1	5.9	4.6	4.3	10.8	0.0	5.6	5.6
46	1.27	18	32.7	7.3	8.1	3.6	2.5	14.2	8.1	3.7	4.7
47	1.38	28	6.2	5.0	5.8	2.5	2.3	10.9	0.0	2.4	2.4
48	1.11	0	4.6	5.3	6.1	3.4	2.0	17.4	0.0	3.8	3.8
49	1.08	5	38.3	6.7	7.4	4.4	2.8	15.8	1.4	4.5	4.6
50	1.20	41	8.2	4.4	5.3	4.3	2.9	14.8	0.0	3.1	3.1
51	1.59	29	2.6	5.4	6.2	1.1	1.0	11.1	0.0	1.2	1.2
52	1.38	24	8.7	4.2	5.1	2.1	2.0	10.5	0.0	2.2	2.2
53	1.17	37	23.6	7.3	8.1	6.4	5.5	11.7	22.0	4.7	6.7
54	1.60	1	19.2	7.0	7.8	1.6	1.8	8.9	3.0	2.5	3.1
55	1.60	6	7.3	4.8	5.7	1.6	1.7	9.4	0.0	2.4	2.4
56	1.58	8	8.5	4.8	5.7	0.5	0.7	7.1	0.0	0.7	0.7
57	1.42	56	29.3	7.4	8.2	6.5	5.3	12.3	6.5	4.0	4.5
58	1.48	60	24.3	7.5	8.4	3.7	3.1	11.9	62.6	2.2	6.6
59	1.17	23	29.4	7.2	8.0	4.8	2.9	16.6	38.5	4.3	8.5
60	1.58	28	19.5	4.8	5.7	2.1	3.3	6.4	0.0	2.3	2.3
61	1.48	14	7.6	4.4	5.3	1.5	1.8	8.3	0.0	1.9	1.9
62	1.54	17	10.2	5.1	5.9	1.9	2.2	8.6	0.0	2.4	2.4
63	1.23	44	24.7	7.3	8.1	2.0	2.2	9.1	26.3	1.4	3.6
64	1.16	17	24.0	7.1	7.8	3.9	2.9	13.4	21.0	3.8	6.2
65	1.25	25	10.1	4.4	5.3	2.8	2.8	10.0	0.0	2.6	2.6
66	1.49	17	9.1	4.5	5.4	1.1	1.5	7.3	0.0	1.4	1.4
67	1.38	39	10.9	5.0	5.8	3.7	3.3	11.2	0.0	3.1	3.1
68	1.50	16	24.0	6.5	7.2	3.6	3.1	11.6		4.5	4.5
69	1.52	61	15.1	7.5	8.4	2.1	2.1	10.0	69.3	1.2	6.1
70	1.36	16	20.2	5.0	5.8	3.7	3.3	11.2	0.0	4.2	4.2
71	1.60	19	3.2	5.2	6.0	1.9	1.5	12.7	0.0	2.5	2.5
72	1.24	30	16.4	5.7	6.4	3.6	3.5	10.3	0.0	3.1	3.1

Punto	DA	FG	Arcilla	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	C/N	CaCO ₃	COSS	CTSS
73	1.30	55	42.6	7.7	8.7	2.4	1.5	16.0	24.9	1.4	3.1
74	1.55	28	8.3	4.7	5.6	1.6	2.0	8.0	0.0	1.8	1.8
75	1.52	23	9.7	5.3	6.1	1.1	1.2	9.2	0.0	1.3	1.3
76	1.28	41	15.3	4.9	5.8	2.5	2.2	11.4	0.0	1.9	1.9
77	1.61	21	8.3	5.0	5.8	2.9	2.6	11.2	0.0	3.7	3.7
78	1.43	31	7.4	5.4	6.2	1.8	1.3	13.8	0.0	1.8	1.8
79	1.39	21	12.0	5.3	6.1	2.3	2.1	11.0	0.0	2.5	2.5
80	1.56	36	2.8	5.3	6.1	1.3	1.3	10.0	0.0	1.3	1.3
81	1.53	21	21.9	5.5	6.3	2.5	3.5	7.1	0.0	3.0	3.0
82	1.32	61	58.2	7.0	7.8	6.6	4.5	14.7	12.2	3.4	4.2
83	1.51	21	17.9	5.6	6.3	1.8	1.2	15.0	0.0	2.1	2.1
84	1.45	45	11.7	4.2	5.1	2.1	2.3	9.1	0.0	1.7	1.7
85	1.59	13	6.3	5.6	6.3	1.3	1.3	10.0	0.0	1.8	1.8
86	1.83	80	12.4	5.6	6.3	3.0	2.2	13.6	0.0	1.1	1.1
87	1.44	22	7.6	5.3	6.1	3.0	2.5	12.0	0.0	3.4	3.4
88	1.57	34	7.8	5.4	6.2	2.0	1.5	13.3	0.0	2.1	2.1
89	1.44	28	11.1	4.3	5.2	0.9	1.2	7.5	0.0	0.9	0.9
90	1.61	23	13.0	5.0	5.8	1.8	1.5	12.0	0.0	2.2	2.2
91	1.63	26	7.8	5.3	6.1	1.1	1.7	6.5	0.0	1.3	1.3
92	1.52	29	4.2	5.5	6.3	1.3	1.3	10.0	0.0	1.4	1.4
93	1.49	13	6.5	5.1	5.9	2.1	1.7	12.4	0.0	2.7	2.7
94	1.28	33	13.8	5.2	6.0	1.5	1.5	10.0	0.0	1.3	1.3
95	1.26	45	45.0	6.5	7.2	5.4	4.1	13.2	0.3	3.7	3.8
96	1.36	1	9.7	7.0	7.8	3.5	2.6	13.5	0.9	4.7	4.8
97	1.27	17	66.2	7.6	8.6	2.1	1.9	11.1	38.7	2.2	7.1
98	1.36	38	61.5	7.1	7.9	5.3	4.2	12.6	4.0	4.5	4.9
99	1.21	48	42.1	7.2	8.0	6.6	5.8	11.4	12.1	4.1	5.1
100	1.29	37	20.8	7.4	8.3	4.9	4.0	12.3	48.0	4.0	8.6
101	1.03	23	37.8	7.0	7.8	4.8	4.2	11.4	3.6	3.8	4.2
102	1.54	49	22.7	6.8	7.5	4.0	3.7	10.8		3.2	3.2
103	1.30	30	5.4	4.7	5.6	2.1			0.0	1.9	1.9

Punto	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	NH ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
1	0.69	0.60	6.76	2.52	0.40	0.13	0.55	0.21	0.70	0.06	0.00	0.72
2	0.39	0.39	18.41	1.73	0.09	0.02	0.25	0.08	0.50	0.00	6.52	0.80
3	0.31	0.22	0.68	0.45	0.57	0.15	0.09	0.07	0.06	0.00	0.24	0.11
4	0.29	0.20	0.84	0.46	0.90	0.34	0.07	0.05	0.08	0.02	0.00	0.12
5	0.46	0.25	0.93	0.50	1.12	0.40	0.07	0.09	0.41	0.01	0.00	0.11
6	0.30	0.37	1.80	1.00	1.22	0.14	0.50	0.16	0.30	0.02	1.23	0.56
7	0.33	0.34	1.19	0.51	1.13	0.25	0.09	0.10	0.10	0.00	0.11	0.07
8	0.19	0.14	1.57	0.70	0.18	0.09	0.11	0.04	0.05	0.03	0.00	0.10
9	0.25	0.20	6.51	0.66	0.27	0.16	0.26	0.12	0.26	0.01	0.21	0.34
10	0.19	0.47	1.63	1.45	0.67	0.10	1.31	0.50	0.14	0.01	1.31	0.40
11	0.12	0.34	1.31	0.58	0.79	0.22	0.22	0.13	0.16	0.01	0.00	0.23
12	0.07	0.20	0.89	0.25		0.35	0.31	0.02	0.21	0.05	0.00	0.25
13	0.10	0.18	1.51	0.26	0.02	0.00	0.24	0.03	0.18	0.01	0.00	0.29
14	0.27	0.22	1.55	0.91		0.10	0.18	0.03	0.32	0.03	0.00	0.25
15	0.16	0.17	2.99	0.70		0.01	0.11	0.03	0.25	0.02	0.00	0.24
16	0.23	0.26	11.74	1.26	0.01	0.01	0.14	0.01	0.36	0.00	0.00	0.35
17	0.12	0.22	0.94	0.33	0.74	0.23	0.18	0.03	0.20	0.03	0.00	0.25
18	0.28	0.44	7.31	1.29	0.01	0.01	0.28	0.02	0.32	0.00	0.00	0.69
19	0.25	0.14	2.84	0.66		0.02	0.20	0.00	0.44	0.02	0.00	0.43
20	0.36	0.29	13.16	0.96	0.01	0.00	0.08	0.03	0.32	0.01	0.00	0.53
21	0.17	0.24	6.54	0.47	0.00	0.00	0.01	0.03	0.27	0.01	0.00	0.49
22	0.06	0.18	5.95	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.16
23	0.09	0.10	0.62	0.16	0.43	0.07	0.04	0.06	0.20	0.12	0.00	0.13
24	0.07	0.41	3.85	0.60	0.00	0.00	0.00	0.07	0.18	0.09	0.00	0.26
25	0.04	0.24	1.13	0.20	0.27	0.09	0.03	0.13	0.07	0.05	0.00	0.06
26	0.18	0.52	4.24	0.27	0.01	0.00	0.00					
27	0.22	0.21	5.46	0.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.26	0.00	0.39
28	0.06	0.16	6.71	0.37	0.01	0.00	0.01	0.04	0.16	0.01	0.00	0.17
29	0.05	0.06	5.14	0.12	0.00	0.00	0.00	0.01	0.17	0.01	0.00	0.21
30	0.15	0.22	4.20	0.32	0.00	0.00	0.00	0.02	0.15	0.38	0.00	0.21
31	0.26	0.11	8.53	1.64	0.01	0.01	0.05	0.01	0.35	0.05	0.00	0.87
32	0.14	0.19	2.24	0.23	0.01	0.00	0.01	0.01	0.27	0.01	0.00	0.23
33	0.16	0.06	3.11	0.49	0.12	0.04	0.07	0.15	0.41	0.04	0.00	0.36
34	0.04	0.13	0.32	0.17	0.31	0.01	0.02	0.06	0.12	0.18	0.00	0.08
35	0.18	0.47	2.83	0.74	0.01	0.01	0.04	0.07	0.13	0.61	0.00	0.15
36	0.05	0.09	4.08	0.12	0.00	0.00	0.00	0.07	0.09	0.17	0.00	0.13

Punto	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	NH ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
37	0.09	0.06	0.97	0.28		0.01	0.02	0.09	0.11	0.06	0.00	0.14
38	0.38	0.60	5.25	1.95	0.45	0.09	0.27	0.22	0.77	0.04	0.64	0.50
39	0.05	1.09	0.32	0.13	2.19	0.65	0.03	0.07	0.12	0.30	0.00	0.22
40	0.11	0.49	1.29	0.48		0.10	0.10	0.01	0.21	0.03	0.00	0.37
41	0.40	0.51	8.57	2.46	0.03	0.00	0.06	0.00	0.30	0.02	0.00	0.45
42	0.08	0.33	0.32	0.25	1.03	0.19	0.01	0.10	0.09	0.01	0.59	0.06
43	0.09	0.06	0.20	0.10	0.05	0.05	0.07	0.13	0.07	0.20	0.00	0.15
44	0.13	0.46	0.86	0.37		0.19	0.16	0.07	0.22	0.02	0.00	0.22
45	0.08	0.55	0.96	0.37	0.46	0.23	0.09	0.05	0.22	0.26	0.03	0.21
46	0.05	0.07	4.84	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.12	0.00	0.07
47	0.10	0.57	0.70	0.28	0.53	0.24	0.05	0.03	0.16	0.04	0.00	0.09
48	0.09	0.39	1.83	0.38	0.05	0.05	0.02	0.02	0.13	0.53	0.31	0.23
49	0.14	0.15	5.44	0.23	0.02	0.00	0.02	0.09	0.11	0.01	0.00	0.13
50	0.08	0.15	0.41	0.20	0.79	0.06	0.03	0.03	0.21	0.04	0.00	0.04
51	0.05	0.15	0.29	0.12	0.59	0.09	0.01	0.01	0.07	0.05	0.13	0.02
52	0.13	0.12	0.40	0.16	0.80	0.14	0.02	0.05	0.10	0.06	0.00	0.13
53	0.07	0.29	10.50	0.55	0.00	0.00	0.00	0.03	0.20	0.02	0.00	0.43
54	0.17	0.53	3.83	0.46	0.01	0.00	0.00	0.07	0.11	0.15	0.09	0.11
55	0.10	0.25	0.31	0.14	1.08	0.17	0.03	0.06	0.07	0.02	0.00	0.05
56	0.11	0.12	0.27	0.11	0.21	0.05	0.04	0.01	0.07	0.01	0.00	0.12
57	0.09	0.12	6.38	0.40	0.00	0.00	0.00	0.01	0.14	0.59	0.00	0.40
58	0.09	0.21	2.09	2.37	0.01	0.00	0.00	0.00	0.11	0.08	0.00	0.11
59	0.08	0.14	5.09	0.35	0.00	0.00	0.00	0.01	0.11	0.01	0.00	0.15
60	0.25	0.22	0.41	0.26	0.72	0.43	0.03	0.12	0.26	0.06	0.00	0.29
61	0.17	0.13	0.25	0.13	0.71	0.37	0.03	0.04	0.11	0.04	0.00	0.13
62	0.17	0.12	0.78	0.22	0.65	0.31	0.01	0.04	0.08	0.09	5.11	0.11
63	0.10	0.08	7.63	0.25	0.00	0.00	0.00	0.11	0.14	0.21	0.00	0.21
64	0.10	0.34	6.73	0.46	0.00	0.00	0.02	0.08	0.20	0.01	0.00	0.24
65	0.11	0.08	0.32	0.12	0.45	0.20	0.02	0.01	0.12	0.02	0.00	0.12
66	0.19	0.08	0.15	0.12	1.18	0.32	0.01	0.02	0.09	0.04	0.00	0.12
67	0.33	0.20	0.85	0.58		0.24	0.12	0.15	0.21	0.01	0.22	0.32
68	0.34	0.86	2.62	0.74	0.00	0.01	0.00	0.03	0.32	0.24	0.00	0.23
69	0.07	0.33	6.15	0.09	0.01	0.00	0.00					
70	0.28	0.28	0.56	0.38	0.13	0.26	0.07	0.06	0.13	0.14	0.00	0.27
71	0.30	1.08	0.72	0.38	0.22	0.20	0.03	0.05	0.16	0.57	12.02	0.19
72	0.09	0.24	1.55	0.22	0.02	0.05	0.01	0.01	0.07	0.19	0.29	0.14

Punto	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	NH ₄	Cl	NO ₃	PO ₄	SO ₄
73	0.10	0.14	3.14	0.38	0.00	0.00	0.00	0.04	0.19	0.07	0.00	0.21
74	0.23	0.20	0.44	0.16	0.44	0.24	0.04	0.04	0.12	0.12	0.00	0.14
75	0.28	0.24	0.41	0.05	0.05	0.19	0.03		0.24	0.04	0.00	0.20
76	0.36	0.19	0.70	0.31	0.07	0.03	0.45					
77	0.21	1.56	0.90	0.36	0.54	0.24	0.06	0.01	0.29	0.02	1.26	0.37
78	0.12	0.19	0.76	0.29	0.56	0.15	0.05		0.16	0.02	0.00	0.08
79	0.12	0.10	0.70	0.62		0.29	0.04	0.03	0.11	0.03	0.00	0.08
80	0.21	0.97	0.77	0.26		0.11	0.02					
81	0.16	0.10	0.91	0.33	0.19	0.09	0.01	0.04	0.12	0.07	0.00	0.07
82	0.17	0.60	11.43	1.83	0.01	0.01	0.06	0.04	0.10	0.01	0.63	0.48
83	0.18	0.05	0.72	0.28	0.04	0.03	0.03		0.22	0.01	0.00	0.07
84	0.10	0.14	0.15	0.10	0.37	0.23	0.03		0.06	0.03	0.00	0.10
85	0.14	0.06	0.66	0.25	0.26	0.09	0.01		0.13	0.02	0.00	0.04
86	0.14	0.11	0.67	0.46	0.35	0.19	0.02	0.02	0.20	0.03	0.00	0.09
87	0.08	0.44	0.91	0.31		0.17	0.06	0.01	0.14	0.27	0.00	0.18
88	0.06	0.28	0.76	0.18	0.23	0.06	0.02	0.01	0.13	0.13	0.00	0.12
89	0.17	0.12	0.24	0.11	0.14	0.32	0.10	0.03	0.10	0.12	0.00	0.13
90	0.27	0.28	0.63	0.29	0.50	0.25	0.06	0.01	0.23	0.02	0.00	0.20
91	0.08	0.21	0.38	0.14	0.41	0.16	0.01	0.02	0.15	0.05	0.00	0.08
92	0.18	0.17	0.53	0.21	0.40	0.06	0.01	0.00	0.16	0.02	0.00	0.11
93	0.17	0.27	0.71	0.25	0.41	0.10	0.01	0.02	0.17	0.18	0.00	0.17
94	0.10	0.18	0.45	0.17	0.32	0.12	0.02	0.00	0.09	0.07	0.00	0.07
95	0.17	0.08	8.05	0.63	0.00	0.00	0.05	0.09	0.07	0.01	0.00	0.31
96	0.12	0.41	2.71	0.40	0.05	0.02	0.00	0.02	0.11	0.01	0.39	0.31
97	0.15	0.50	34.16	0.29	0.00	0.00	0.00	0.03	0.15	0.06	0.11	21.95
98	0.17	0.67	7.38	0.43	0.01	0.00	0.02	0.01	0.22	0.02	0.00	0.35
99	0.14	0.58	7.64	0.28	0.01	0.00	0.01		0.21	0.00	0.07	0.19
100	0.15	0.34	2.35	3.40	0.03	0.00	0.01	0.02	0.19	0.02	0.00	0.24
101	0.26	0.14	2.45	0.21	0.04	0.00	0.01	0.01	0.28	0.03	0.00	0.34
102	0.37	0.52	5.51	1.84	0.01	0.01	0.06	0.03	0.52	0.01	0.09	0.40
103	0.27	0.15	1.29	0.55		0.20	0.11	0.06	0.32	0.03	0.00	0.19

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE LA CAPA MINERAL 10-20 cm

Abreviatura	unidades	Parámetro
DA	g cm^{-3}	Densidad aparente
FG	%	Fragmentos gruesos
Arcilla	%	Contenido arcilla
pH (CaCl ₂)		
pH (H ₂ O)		
CO	%	Carbono orgánico
N	g kg^{-1}	Nitrógeno total
C/N		
CaCO ₃	%	Contenido en carbonatos totales
COSS	kg m^{-2}	Stock de carbono orgánico
CTSS	kg m^{-2}	Stock de carbono total

Punto	DA	FG	Arcilla	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	C/N	CaCO ₃	COSS	CTSS
1	1.47	42	29.2	4.6	5.5	3.8	3.3	11.5	0.0	3.2	3.2
2	1.35	22	43.0	7.1	7.9	4.9	3.7	13.2	8.7	5.2	6.3
3	1.69	6	9.0	4.4	5.3	0.5	0.8	6.3	0.0	0.8	0.8
4	1.43	8	10.8	4.6	5.5	0.8	1.0	8.0	0.0	1.1	1.1
5	1.60	12	11.7	4.6	5.5	1.0	1.1	9.1	0.0	1.4	1.4
6	1.17	14	16.8	4.3	5.2	2.0	1.7	11.8	0.0	2.0	2.0
7	1.37	0	10.8	4.7	5.6	1.0	1.0	10.0	0.0	1.4	1.4
8	1.63	30	16.0	5.4	6.2	1.7	1.6	10.6	0.0	1.9	1.9
9	1.25	15	25.5	7.2	7.9	5.0	2.8	17.9	3.3	5.3	5.7
10	1.27	8	22.4	4.3	5.2	2.6	2.4	10.8	0.0	3.0	3.0
11	1.16	28	29.6	4.6	5.4	4.9	3.4	14.7	0.0	4.1	4.1
12	1.68	55	10.6	4.5	5.4	1.3	1.1	11.8	0.0	1.0	1.0
13	1.27	10	33.1	6.7	7.4	4.3	4.1	10.5	1.3	4.9	5.1
14	1.31	4	13.8	4.9	5.8	2.7	1.1	24.5	0.0	3.4	3.4
15	1.42	47	34.5	6.7	7.4	3.9	2.7	14.4	1.9	2.9	3.1
16	1.83	88	23.4	7.3	8.1	7.6	4.9	15.5	29.1	1.6	2.4
17	1.85	75	9.0	4.8	5.7	1.0	1.0	10.0	0.0	0.5	0.5
18	1.42	28	52.6	7.0	7.8	3.5	2.7	13.0	2.6	3.6	3.9
19	1.46	3	36.0	5.3	6.1	2.9	1.7	17.1	0.0	4.1	4.1
20	1.50	4	30.2	7.0	7.8	3.2	2.7	11.9	4.0	4.6	5.3
21	1.23	7	31.6	7.5	8.4	2.3	2.1	11.0	23.8	2.6	5.9
22	1.49			7.3	8.1	2.4	4.6	5.2	36.6	1.5	4.2
23	1.61	42	3.5	4.3	5.2	2.1	1.9	11.1	0.0	2.0	2.0
24	1.62	19	17.9	7.5	8.4	0.8	1.7	4.7	46.0	1.1	8.3
25	1.51	29	4.0	6.2	6.8	0.5	0.3	16.7	0.0	0.5	0.5
26	1.32	33	59.0	7.2	8.0	2.0	2.3	8.7	1.6	1.8	1.9
27	1.34	26	17.2	7.4	8.3	2.8	2.8	10.0	29.7	2.8	6.3
28	1.24								0.0	2.8	2.8
29	1.99	94	38.0	7.2	8.0	3.7	3.1	11.9	24.0	0.4	0.7
30	1.62	9	7.5	7.7	8.7	0.8	0.7	11.4	18.7	1.2	4.5
31	1.44	67	13.3	7.0	7.8	2.4	2.0	12.0	4.5	1.2	1.4
32	1.39	5	21.3	7.3	8.1	1.7	2.3	7.4	20.7	2.3	5.6
33	0.95			4.8	5.7	1.5	1.0	15.0	0.0	1.3	1.3
34	1.69	12	5.4	5.1	5.9	0.4	0.5	8.0	0.0		
35	1.83	25	11.3	4.8	5.7	1.1	0.8	13.8	0.0	1.5	1.5
36	1.49	12	21.8	7.3	8.1	1.6	1.3	12.3	31.5	2.1	7.1

Punto	DA	FG	Arcilla	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	C/N	CaCO ₃	COSS	CTSS
37	1.71	74	16.5	5.5	6.3	1.6	1.7	9.4	0.0	0.7	0.7
38	1.56			4.7	5.6	2.8	2.0	14.0	0.0	1.2	1.2
39	1.64	54	16.3	4.6	5.5	3.4	1.6	21.3	0.0	2.6	2.6
40	1.58	52	12.9	5.1	5.9	1.0	1.0	10.0	0.0	0.8	0.8
41	1.29	44	24.5	7.2	8.0	8.6	3.7	23.2	5.9	6.2	6.7
42	1.68	14	10.3	4.4	5.3	0.3	0.4	7.5	0.0		
43	1.34	15	15.2	4.1	5.0	1.7	1.9	8.9	0.0	1.9	1.9
44	1.62	33	14.8	4.3	5.2	1.9	1.9	10.0	0.0	2.1	2.1
45	1.64	29	18.1	4.8	5.7	1.2	1.1	10.9	0.0	1.4	1.4
46	1.32	33	37.2	7.3	8.1	2.9	2.1	13.8	7.7	2.6	3.4
47	1.57	29	7.5	4.8	5.7	1.1	1.4	7.9	0.0	1.2	1.2
48	1.66	67	8.9	5.4	6.2	1.5	0.7	21.4	0.0	0.8	0.8
49	1.20	28	37.9	6.9	7.6	2.5	1.7	14.7	2.2	2.2	2.4
50	1.37	24	7.0	4.2	5.1	1.5	1.3	11.5	0.0	1.6	1.6
51	1.63	37	3.7	5.5	6.3	0.4	0.5	8.0	0.0	0.4	0.4
52	1.35	37	8.3	4.0	4.9	1.8	1.5	12.0	0.0	1.5	1.5
53	1.29	32	35.6	7.3	8.1	4.8	4.6	10.4	25.4	4.2	6.9
54	1.53	2	19.7	7.1	7.9	0.8	1.2	6.7	2.8	1.2	1.7
55	1.56	8	6.8	4.1	5.0	0.7	1.1	6.4	0.0	1.0	1.0
56	1.61	13	9.2	4.5	5.4	0.5	0.9	5.6	0.0	0.7	0.7
57	1.69	74	23.2	7.5	8.4	4.8	4.9	9.8	13.2	2.1	2.8
58	1.55	64	21.5	7.6	8.6	3.0	2.6	11.5	61.2	1.7	5.7
59	0.99	6	23.5	7.3	8.1	1.4	2.0	7.0	68.2	1.3	8.9
60	1.52	27	21.7	4.7	5.6	1.7	2.7	6.3	0.0	1.9	1.9
61	1.47	14	7.7	4.0	4.9	1.0	1.4	7.1	0.0	1.3	1.3
62	1.57	12	11.0	4.8	5.7	0.9	1.4	6.4	0.0	1.2	1.2
63	1.72	77	39.8	7.4	8.3	0.8	1.4	5.7	41.9	0.3	2.3
64	1.29	44	24.4	7.1	7.9	2.9	2.5	11.6	19.0	2.1	3.7
65	1.33	35	11.8	4.3	5.2	1.9	2.3	8.3	0.0	1.6	1.6
66	1.46	13	10.8	4.4	5.3	0.8	1.2	6.7	0.0	1.0	1.0
67	1.47	51	9.4	4.6	5.5	1.7	2.4	7.1	0.0	1.2	1.2
68	1.56	9	28.0	6.0	6.6	1.9	2.3	8.3	0.0	2.7	2.7
69	1.57	61	15.1	7.6	8.6	1.9	1.6	11.9	68.3	1.2	6.2
70	1.46	46	21.7	4.7	5.6	2.3	2.6	8.8	0.0	1.8	1.8
71	1.65	38	4.1	4.8	5.7	1.0	1.1	9.1	0.0	1.0	1.0
72	1.42	38	15.9	5.5	6.3	1.9	2.3	8.3	0.0	1.7	1.7

Punto	DA	FG	Arcilla	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)	CO	N	C/N	CaCO ₃	COSS	CTSS
73	1.41	29	44.7	7.7	8.7	1.3	1.6	8.1	27.1	1.3	4.5
74	1.62	28	8.8	4.2	5.1	0.8	1.2	6.7	0.0	0.9	0.9
75	1.66	16	12.9	4.6	5.5	0.6	0.8	7.5	0.0	0.8	0.8
76	1.56	71	17.8	4.5	5.4	1.6	1.6	10.0	0.0	0.7	0.7
77	1.63	25	7.6	4.6	5.5	1.1	1.0	11.0	0.0	1.4	1.4
78	1.49	25	10.6	5.0	5.8	1.3	0.9	14.4	0.0	1.5	1.5
79	1.72	61	12.4	4.9	5.8	1.6	1.5	10.7	0.0	1.1	1.1
80	1.66	35	3.0	5.0	5.8	0.5	0.8	6.3	0.0	0.5	0.5
81	1.51	23	23.5	4.9	5.8	1.3	2.3	5.7	0.0	1.5	1.5
82	1.70	73	62.8	7.3	8.1	3.7	2.9	12.8	13.6	1.7	2.5
83	1.58	21	29.3	5.4	6.2	1.3	1.1	11.8	0.0	1.6	1.6
84	1.44	38	13.7	4.0	4.9	1.1	2.0	5.5	0.0	1.0	1.0
85	1.63	12	7.7	5.3	6.1	0.8	1.0	8.0	0.0	1.2	1.2
86	1.84	80	13.0	5.3	6.1	1.9	1.7	11.2	0.0	0.7	0.7
87	1.55	25	8.3	5.1	5.9	2.0	1.6	12.5	0.0	2.3	2.3
88	1.49	52	10.2	5.0	5.8	1.5	1.1	13.6	0.0	1.1	1.1
89	1.52	39	10.1	4.5	5.4	1.0	1.3	7.7	0.0	0.9	0.9
90	1.51	19	15.4	4.4	5.3	1.0	1.2	8.3	0.0	1.2	1.2
91	1.62	33	9.7	4.5	5.4	0.8	1.3	6.2	0.0	0.9	0.9
92	1.54	37	6.2	4.7	5.6	0.7	0.9	7.8	0.0	0.7	0.7
93	1.56	14	7.5	4.5	5.4	1.2	1.3	9.2	0.0	1.6	1.6
94	1.54	56	17.8	4.8	5.7	1.0	1.3	7.7	0.0	0.7	0.7
95	1.27	36	42.5	7.1	7.9	3.9	3.2	12.2	4.6	3.1	3.6
96	1.62	2	9.5	6.6	7.3	1.2	1.1	10.9	1.0	1.9	2.1
97	1.38	31	47.3	7.5	8.4	0.4	0.7	5.7	25.2	0.4	3.3
98	1.26	9	71.9	7.1	7.9	1.7	1.6	10.6	2.3	2.0	2.3
99	1.30	47	44.5	7.3	8.1	3.5	3.4	10.3	14.6	2.4	3.6
100	1.33	27	14.4	7.5	8.4	3.3	2.6	12.7	51.5	3.2	9.3
101	1.07	19	40.6	6.8	7.5	5.7	4.6	12.4	2.3	4.9	5.2
102	1.80	33	36.4	5.8	6.5	1.4	1.8	7.8	0.0	1.7	1.7
103	1.43	27	5.6	4.2	5.1	0.9	0.5	18.0	0.0	0.9	0.9

APENDICE IV: RESULTADOS DEL ANÁLISIS FOLIAR

Concentraciones foliares de nutrientes y masas de 100 hojas en los 103 puntos de muestreo

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
1	1	50.5	17.90	1.17	1.06	8.01	1.89	5.07	96	4546	36	7.33
1	2	51.1	17.25	1.10	0.97	4.56	1.17	5.34	73	2034	29	6.47
1	3	50.8	18.05	1.14	1.08	7.98	1.23	6.02	81	3163	37	6.42
1	4	50.6	15.65	1.06	0.95	8.91	0.76	4.55	92	3109	30	4.86
2	1	51.3	17.95	1.63	0.96	6.19	1.36	6.34	373	719	48	8.62
2	2	50.3	16.95	1.26	1.07	6.46	1.60	5.71	549	775	40	9.04
2	3	51.6	17.80	1.32	0.96	5.68	1.22	7.58	98	259	40	5.40
2	4	50.5	17.75	1.37	1.03	6.37	1.03	5.29	356	591	32	3.89
3	1	49.9	13.40	0.80	0.83	6.88	2.04	3.93	346	2706	28	4.50
3	2	50.9	12.90	0.94	0.60	7.04	1.03	4.97	542	1508	21	5.40
3	3	50.9	11.05	0.78	0.71	4.58	1.36	5.43	209	1745	20	8.92
3	4	50.8	12.00	0.86	0.63	4.82	1.56	3.35	370	2139	26	2.98
4	1	49.5	14.00	0.94	0.75	6.78	2.02	3.28	363	930	17	4.79
4	2	49.8	16.25	1.35	0.96	6.27	1.72	4.69	330	1224	26	6.22
4	3	50.4	16.35	1.09	0.99	6.07	1.14	5.87	242	916	22	9.76
4	4	50.2	16.50	1.08	0.80	5.59	1.74	3.48	273	1027	29	6.66
5	1	49.9	14.45	0.94	0.67	7.58	1.60	6.09	245	1445	25	6.05
5	2	49.1	12.70	0.85	0.87	8.24	1.32	7.36	601	877	24	7.14
5	3	50.1	13.60	1.00	0.81	7.47	1.51	5.38	357	538	24	10.56
5	4	49.7	13.15	0.85	0.84	5.89	1.58	4.36	144	1123	21	8.08
6	1	50.3	12.30	1.10	0.80	11.09	1.58	3.29	132	6208	25	4.90
6	2	51.7	15.70	1.21	0.98	7.24	1.73	3.62	547	4744	43	4.47
6	3	50.8	15.65	1.06	0.95	5.86	1.36	6.02	564	2525	36	6.16
6	4	50.7	15.55	1.23	0.78	6.47	2.05	4.22	581	3196	33	4.22
7	1	50.5	12.40	0.87	0.89	4.61	1.42	6.68	259	532	27	3.42
7	2	50.7	12.95	0.88	0.82	5.82	1.80	7.41	228	898	16	3.61
7	3	50.0	12.75	1.09	1.07	7.46	1.67	7.30	230	537	25	5.17
7	4	50.6	11.55	0.80	0.82	5.43	1.25	8.43	248	383	17	4.80
8	1	51.5	12.85	0.91	0.88	6.77	1.58	3.68	658	2038	40	8.96
8	2	50.6	14.15	1.06	1.19	7.60	1.52	4.74	700	1152	20	5.61
8	3	50.0	15.85	1.25	1.29	4.29	1.02	7.56	297	983	19	2.87
8	4	50.8	13.90	1.14	0.73	6.19	1.95	4.21	612	1599	19	5.83
9	1	50.7	14.45	1.19	1.09	5.32	0.84	6.02	105	1531	23	3.49
9	2	50.6	13.35	1.02	0.70	7.44	0.53	7.91	129	2021	16	4.65
9	3	50.8	14.25	1.04	0.72	5.06	0.94	5.16	143	1654	31	6.38
9	4	50.8	14.20	0.98	0.93	6.73	0.73	5.89	130	1887	18	6.01
10	1	50.4	15.45	1.01	0.70	4.11	1.00	7.35	355	6156	29	7.73
10	2	49.7	12.75	1.02	0.83	4.57	1.71	6.29	549	4458	27	3.28
10	3	51.0	15.70	1.13	0.72	4.71	1.14	4.77	385	6328	21	3.60
10	4	51.6	15.50	1.17	0.60	3.32	0.80	4.36	377	6139	26	3.11

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
11	1	50.6	14.65	0.92	0.75	6.37	1.82	5.42	337	3120	27	6.72
11	2	50.5	12.75	0.88	0.77	4.64	1.80	5.40	167	2333	21	5.47
11	3	51.5	11.60	0.82	0.52	4.67	1.58	4.73	258	1825	10	9.95
11	4	51.3	12.35	0.72	0.69	4.74	1.63	5.54	175	2325	17	5.16
12	1	48.2	12.70	1.09	1.10	3.73	0.91	6.24	59	928	19	3.66
12	2	47.5	11.10	1.00	0.94	7.03	1.13	6.83	91	2226	16	3.93
12	3	49.4		1.04	1.00	5.10	1.32	7.25	88	1955	20	4.59
12	4	49.9	12.30	0.91	0.97	4.21	0.93	5.58	79	1278	18	3.60
13	1	49.9	14.45	1.11	1.08	4.86	0.62	6.58	97	671	16	2.94
13	2	48.5	11.40	1.21	1.13	5.25	0.75	6.91	128	566	23	3.13
13	3	51.0	14.75	1.08	1.03	3.42	0.99	6.02	131	520	18	2.66
13	4	48.0	13.75	1.13	1.44	6.64	0.66	8.63	98	649	24	5.06
14	1	49.3	14.30	1.25	1.16	2.48	1.25	9.63	112	528	22	3.33
14	2	49.2		0.72	0.59	4.15	1.48	7.77	44	479	23	4.44
14	3	49.7	10.70	0.93	0.82	5.00	1.67	6.99	78	1042	32	3.29
14	4	50.5	13.70	1.13	0.77	3.20	1.26	4.76	88	353	22	2.42
15	1	50.4	13.65	0.93	0.97	3.20	0.98	7.81	91	216	14	2.53
15	2	49.6	17.65	1.05	1.58	2.25	1.37	9.69	575	210	28	2.37
15	3	50.0	12.50	0.78	1.01	3.13	1.12	7.42	242	238	17	3.57
15	4	50.4	13.80	0.93	1.09	2.52	0.93	6.41	91	256	11	6.03
16	1	47.8	10.55	0.97	0.74	5.92	1.32	4.86	80	80	23	5.28
16	2	47.7	9.90	1.31	0.74	6.25	1.81	5.18	75	69	18	2.68
16	3	47.3	11.50	1.06	0.93	5.79	0.87	7.62	104	159	19	6.11
16	4	47.5	8.80	0.82	0.76	5.11	1.39	7.82	68	143	15	3.49
17	1	49.8	11.10	0.99	1.03	3.88	1.39	5.82	133	1398	16	3.64
17	2	49.5	10.15	1.09	0.90	3.66	1.17	7.65	159	2324	23	4.04
17	3	49.7	12.30	0.99	1.42	3.93	1.35	7.10	135	269	22	3.40
17	4	49.5	13.20	0.97	0.79	4.87	1.13	6.70	161	2629	17	2.84
18	1	50.6	13.00	0.97	0.92	4.14	0.77	7.30	100	216	26	4.74
18	2	51.0	12.15	0.97	0.62	5.12	1.12	6.53	83	435	28	4.63
18	3	51.1	11.45	1.06	0.51	11.68		5.19	211	379	43	4.42
18	4	51.1	12.05	0.89	0.93	7.26	1.16	6.10	93	351	26	5.61
19	1	49.7	10.95	0.86	0.55	5.46	1.04	6.85	134	963	19	12.83
19	2	50.2	11.80	0.84	0.65	6.65	0.57	7.00	82	685	24	8.82
19	3	50.2	12.20	0.94	0.52	4.40	0.72	8.92	159	870	22	7.55
19	4	50.0	11.40	0.86	0.56	3.58	1.06	6.18	151	764	17	8.82
20	1	50.5	11.90	1.01	0.66	6.60	0.92	8.91	101	82	25	5.42
20	2	50.4	11.50	0.92	0.62	5.75	0.92	9.14	66	142	18	3.62
20	3	49.6	13.60	1.11	0.75	6.16	0.98	6.67	67	128	21	5.32
20	4	50.4	12.20	0.94	0.66	5.73	0.83	8.18	88	76	21	4.22

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa
			g/kg						mg/kg			100 (g)
21	1	50.2	10.20	1.09	0.67	5.22	1.83	5.92	346	49	20	2.35
21	2	49.8	11.50	0.95	0.76	6.31	1.77	6.82	42	48	29	3.58
21	3	50.7	9.50	0.62	0.71	3.12	1.35	10.05	31	33	21	3.08
21	4	50.4	11.80	0.86	0.57	6.03	1.60	6.27	49	46	24	6.67
22	1	48.0	11.05	0.90	0.93	10.40	1.07	4.93	177	151	30	4.11
22	2	47.6	12.70	1.23	0.83	11.15	0.98	6.89	161	101	27	5.95
22	3	47.8	13.30	1.05	1.02	12.37	0.78	7.18	195	320	31	7.20
22	4	47.5	13.80	1.18	0.90	8.72	1.24	7.23	210	110	25	5.54
23	1	49.8	13.15	1.02	1.24	4.85	1.32	7.33	725	478	29	5.81
23	2	50.4	11.80	0.82	1.03	4.10	1.40	7.54	75	333	26	4.14
23	3	49.8	12.40	0.86	0.96	4.85	1.11	6.54	73	362	22	3.41
23	4	49.7	13.40	0.93	1.05	6.00	1.35	8.20	75	436	24	6.04
24	1	50.2	11.30	0.82	0.60	4.85	1.21	5.68	170	42	27	3.05
24	2	50.0	13.50	0.90	0.54	7.67	1.81	8.28	91	36	32	4.04
24	3	50.7	12.60	0.78	0.73	3.89	1.28	7.75	89	37	37	6.50
24	4	50.3	15.50	1.12	0.94	10.16	1.46	5.65	116	43	35	9.43
25	1	49.1	13.10	0.96	1.00	5.29	1.39	5.93	78	880	12	5.03
25	2	49.4	12.25	0.99	0.87	4.13	0.91	6.88	91	897	14	4.19
25	3	49.3	11.95	0.73	0.92	5.53	1.17	7.36	73	588	14	5.60
25	4	49.4	13.80	0.84	0.88	3.43	0.97	6.83	77	563	12	9.55
26	1	49.4	14.00	0.90	1.10	4.55	1.35	4.68	82	82	21	3.97
26	2	50.3	13.30	0.95	1.15	3.94	1.19	6.93	89	77	19	2.21
26	3	50.0	10.80	0.75	1.37	4.16	0.90	9.91	334	66	24	2.74
26	4	50.0	12.05	0.90	1.12	4.58	1.05	6.05	53	55	17	5.38
27	1	50.3	12.50	0.92	0.71	5.92	1.51	4.28	93	28	17	8.91
27	2	49.7	12.40	0.85	0.69	7.30	1.62	6.39	99	58	27	12.85
27	3	49.7	14.00	0.99	0.77	6.47	1.05	6.55	178	33	23	8.34
27	4	49.6	14.20	1.06	0.67	6.97	0.93	4.57	129	22	20	10.33
28	1	50.7	10.70	0.83	0.45	8.69	0.68	6.93	121	35	39	8.10
28	2	50.1	9.90	0.70	0.75	6.72	1.22	6.27	89	13	24	4.92
28	3	51.9	13.50	0.89	0.49	5.94	1.17	3.00	213	30	30	8.61
28	4	50.6	11.50	0.89	0.46	9.98	1.45	6.11	153	12	23	3.88
29	1	50.7	12.90	0.98	0.78	4.19	0.88	7.02	108	100	28	4.97
29	2	50.6	13.50	0.98	0.60	6.79	0.71	8.89	153	460	28	3.01
29	3	51.0	10.80	0.78	0.79	4.52	1.54	5.97	71	28	18	2.55
29	4	50.1	13.50	0.97	0.63	11.73	1.35	6.61	134	1277	33	3.73
30	1	49.6	13.45	1.40	1.04	3.41	1.27	8.01	89	79	30	9.16
30	2	50.0	14.35	0.88	0.94	3.59	0.89	9.02	75	19	31	5.09
30	3	49.6	14.15	1.30	1.25	4.86	1.37	9.31	52	36	22	5.91
30	4	49.5	15.60	1.08	0.99	6.17	1.46	7.92	98	51	27	5.47

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
31	1	50.9	14.30	1.08	0.75	6.49	0.98	8.15	61	75	19	7.48
31	2	51.6	16.40	1.38	0.68	7.35	1.75	5.27	99	227	23	4.13
31	3	50.7	15.35	1.27	0.88	8.45	1.59	7.77	65	440	20	5.77
31	4	51.4	15.45	1.12	0.87	7.15	1.59	5.35	81	210	22	4.19
32	1	49.5	15.00	1.27	1.17	7.69	1.48	9.05	60	72	26	3.95
32	2	49.5	15.50	1.00	1.19	3.23	0.91	7.61	65	35	21	8.82
32	3	49.5	18.20	1.28	1.59	6.44	1.50	9.49	69	38	25	5.51
32	4	50.3	14.85	1.28	1.16	8.90	0.93	8.19	116	65	30	6.82
33	1	49.7	13.10	1.01	0.69	9.07	1.35	7.53	128	414	14	2.65
33	2	50.0	13.90	1.02	0.60	11.84	1.62	6.46	175	596	24	4.55
33	3	50.0	16.20	1.44	1.01	11.93	1.30	7.98	128	321	31	10.07
33	4	50.3	14.70	1.41	0.63	7.45	1.17	7.74	143	589	25	6.90
34	1	50.6	12.50	0.94	1.02	3.69	1.22	6.09	67	524	12	2.92
34	2	50.1	9.50	0.83	0.89	3.77	0.98	6.45	55	751	16	3.08
34	3	49.9	10.50	0.86	1.22	3.52	2.02	6.88	30	526	18	3.73
34	4											
35	1	51.5	15.50	1.14	1.00	8.02	1.75	7.52	161	1318	35	6.95
35	2	51.3	20.50	1.57	1.14	7.09	1.30	6.49	119	1140	33	
35	3	50.6	14.30	1.04	0.72	9.13	1.82	3.73	173	1785	30	6.68
35	4	51.0	17.40	1.19	0.99	13.42	1.57	3.96	124	836	37	8.52
36	1	50.7	12.80	1.01	1.08	3.89	1.35	8.18	283	108	22	2.60
36	2	50.7	10.90	0.88	0.90	3.03	1.37	7.58	92	30	17	2.87
36	3	50.8	10.70	0.76	1.00	2.85	1.60	8.44	45	51	25	1.20
36	4											
37	1	49.4	11.75	1.12	1.36	4.39	0.88	8.67	96	697	27	2.56
37	2	49.6	14.00	0.92	1.38	6.12	1.40	6.21	81	762	22	1.99
37	3	50.1	11.30	0.86	1.67	3.27	0.95	8.17	67	1697	21	1.65
37	4	50.0	10.80	0.84	0.97	4.54	1.05	7.39	101	811	18	3.11
38	1	50.6	13.90	1.14	0.69	12.20	2.27	4.51	267	886	30	12.78
38	2	49.5	13.60	1.27	0.92	8.82	3.00	8.57	143	455	41	5.33
38	3	50.9	14.70	1.23	0.79	6.32	1.57	10.21	170	825	44	8.70
38	4	51.1	13.75	1.20	0.70	10.13	1.37	8.42	231	933	38	9.16
39	1	50.2	15.05	1.04	1.08	2.25	1.41	6.24	94	347	28	4.79
39	2	50.3	16.40	1.06	1.15	1.41	1.35	7.24	73	347	16	3.48
39	3	49.8	15.00	1.17	1.05	2.82	1.21	6.73	57	670	24	5.77
39	4	50.7	17.40	1.26	1.07	2.43	1.25	5.89	76	535	18	5.43
40	1	50.0	15.05	1.12	1.09	8.27	1.48	5.23	79	1299	18	4.09
40	2	49.6		1.07	0.96	6.81	1.36	7.56	70	1479	19	2.77
40	3	50.0	12.90	1.18	0.87	5.46	1.30	6.00	176	587	21	3.06
40	4											

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
41	1	50.0	18.35	1.59	0.88	8.27	1.53	5.21	323	1356	43	13.61
41	2	50.3	18.80	1.53	0.84	8.49	1.58	4.86	383	1193	43	13.09
41	3	49.0	17.20	1.47	0.86	8.50	1.56	4.61	267	1017	41	13.95
41	4	49.9	17.30	1.45	0.89	8.26	1.59	4.42	296	926	47	14.31
42	1	50.1	14.40	1.05	1.19	7.89	1.62	7.77	102	514	21	9.00
42	2	50.3	16.50	1.08	1.09	5.45	1.58	5.91	141	403	26	4.27
42	3	50.0	15.85	1.08	0.93	3.89	1.47	5.50	116	382	25	4.46
42	4	50.0	16.40	1.22	0.98	7.22	1.32	6.95	94	1058	29	5.92
43	1	50.0	14.75	1.04	1.17	3.12	1.30	4.68	157	608	16	7.07
43	2	50.2	14.70	1.18	1.31	3.70	1.71	4.73	115	858	17	5.96
43	3	49.8	16.50	0.96	1.11	3.82	1.71	5.26	84	604	22	3.27
43	4	50.2	10.90	0.88	0.98	3.08	1.63	4.70	115	443	15	6.65
44	1	49.6	14.60	1.11	0.99	4.11	1.61	6.81	107	589	27	7.91
44	2	50.4	16.95	1.03	1.02	2.95	1.48	7.42	132	308	22	5.42
44	3	49.6	18.25	1.38	1.17	6.67	1.91	5.57	108	475	28	10.28
44	4	50.0	19.05	1.29	1.15	4.67	1.85	6.42	88	440	30	10.29
45	1	49.8	17.40	1.24	1.02	4.97	1.59	7.72	121	588	17	3.55
45	2	49.8	14.85	1.07	0.95	3.02	1.40	5.34	114	260	20	7.90
45	3	49.8	17.35	1.17	1.18	2.79	1.18	7.23	96	417	16	11.74
45	4											
46	1	50.1	14.40	1.06	1.20	4.44	0.94	7.58	78	27	22	1.56
46	2	49.8	12.60	1.08	1.13	4.78	1.13	7.72	53	35	20	3.61
46	3	50.1	14.40	1.00	1.25	6.09	1.19	6.45	79	53	17	3.41
46	4	49.6	11.00	0.84	1.07	3.93	1.15	6.48	124	21	20	2.93
47	1	50.7	12.50	0.96	1.20	3.47	1.40	8.53	141	356	15	4.71
47	2	50.3	13.60	1.18	1.38	7.29	1.59	8.91	206	482	26	14.32
47	3	50.5	13.95	1.13	1.39	5.20	1.52	6.56	74	270	21	7.44
47	4	50.3	17.50	1.27	1.24	3.20	1.20	7.33	75	182	24	13.63
48	1	50.3	13.35	0.89	1.32	2.87	1.44	11.69	62	284	16	1.45
48	2											
48	3											
48	4											
49	1	50.8	14.40	0.98	0.98	4.44	0.98	9.42	161	431	28	6.03
49	2	50.0	11.80	1.08	0.95	5.44	0.77	7.73	174	368	30	5.12
49	3											
49	4											
50	1	50.0	14.85	1.12	1.20	8.05	1.65	6.38	144	367	29	5.85
50	2			0.60	1.01	3.10	1.17	6.61	51	153	11	3.99
50	3			0.90	1.30	7.23	0.98	7.50	124	823	27	4.96
50	4	50.4	13.05	0.89	0.91	4.59	1.10	6.94	125	379	25	7.64

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
51	1	51.0	15.30	1.05	1.51	4.52	1.12	5.46	98	145	26	2.22
51	2	50.4	14.80	1.33	1.55	4.11	0.99	6.20	102	195	16	2.58
51	3	50.3	15.60	1.06				5.66	89	178	18	3.42
51	4											
52	1	50.6	16.90	1.17	0.79	6.57	1.64	5.24	147	295	16	5.47
52	2	50.9	15.50	1.02	0.79	5.45	1.50	6.42	116	394	27	5.40
52	3	50.6	12.20	0.93	0.82	4.88	1.84	7.68	121	265	20	6.75
52	4	51.0	17.30	1.13	0.89	6.18	1.58	6.20	139	382	34	7.61
53	1	49.0	11.95	1.09	1.13	4.51	1.48	5.83	232	127	15	3.62
53	2	50.3	15.40	1.34	0.95	5.94	0.96	7.24	175	164	23	4.50
53	3	48.8	14.10	1.22	1.12	6.06	1.03	5.65	320	252	29	3.48
53	4	47.2	14.40	1.21	1.55	2.08	1.46	7.32	46	73	17	1.31
54	1	49.3	11.35	0.83	0.82	7.97	1.73	6.67	168	211	14	2.14
54	2	49.9	10.20	0.81	0.94	6.04	1.68	7.92	112	657	15	2.86
54	3	49.4	11.90	0.81	0.73	5.98	1.87	4.32	116	245	12	2.63
54	4	49.1	13.50	0.85	0.86	14.27	2.01	3.81	107	467	15	3.34
55	1	50.4	15.70	1.11	0.89	5.56	0.92	7.95	141	483	23	5.16
55	2	49.8	12.65	1.06	0.75	3.79	1.80	7.88	104	609	23	6.43
55	3	50.1	12.40	1.09	0.84	6.85	1.37	5.34	154	702	32	9.51
55	4	50.6	15.40	1.20	1.03	4.23	1.71	6.13	139	253	18	11.05
56	1	49.9	14.50	1.05	0.83	7.57	1.55	5.58	146	815	19	7.18
56	2	49.8	13.50	1.09	0.86	7.74	1.45	8.15	212	845	25	6.16
56	3	49.8	12.85	1.04	0.76	6.54	1.60	4.85	224	1023	15	7.58
56	4	49.8	11.95	0.90	1.24	9.35	1.16	4.51	169	1427	22	6.26
57	1	49.6	16.50	1.15	0.77	9.19	1.42	5.23	197	65	21	5.31
57	2	50.3	20.30	1.43	1.07	9.41	1.35	6.50	330	89	27	3.34
57	3	50.2	16.90	1.14	1.03	6.97	1.17	7.08	270	42	20	3.21
57	4	50.6	17.05	1.14	0.86	5.88	0.95	5.03	280	44	18	4.95
58	1	50.2	13.30	1.09	0.61	9.60	2.24	5.62	239	18	23	4.68
58	2	50.3	11.60	1.00	0.75	5.95	2.61	4.87	191	11	16	3.48
58	3	50.9	13.00	1.07	0.69	5.75	2.04	4.54	234	22	25	5.08
58	4	50.4	13.30	1.17	0.63	5.84	2.01	7.23	223	21	21	3.49
59	1	50.3	13.00	0.95	0.80	4.81	1.13	6.39	103	169	27	6.16
59	2	49.8	12.95	0.90	0.90	4.14	0.79	5.99	136	46	21	3.90
59	3	49.8	10.95	0.78	0.82	4.88	1.14	5.63	150	18	20	5.29
59	4	49.6	10.10	0.84	0.91	4.73	1.10	7.07	167	24	23	3.18
60	1	49.4	12.00	0.79	0.94	6.87	1.80	6.28	252	485	20	3.65
60	2	49.4	13.00	0.98	0.98	7.79	2.57	6.76	129	779	23	3.50
60	3	49.7	12.50	0.92	0.77	6.30	1.48	6.15	139	250	12	4.92
60	4	50.0	13.00	0.92	0.85	5.30	1.36	4.77	183	398	13	2.81

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
61	1	50.5	11.80	0.90	0.71	4.45	1.59	6.24	266	765	15	3.48
61	2	48.8	10.80	0.84	0.85	5.12	1.23	6.25	172	412	17	4.83
61	3	50.5	13.30	0.90	1.21	6.82	1.93	5.23	157	570	18	4.30
61	4	50.8	12.05	0.85	0.66	6.12	1.81	4.80	92	508	26	3.21
62	1	49.5	16.05	1.27	0.94	7.55	1.56	4.27	287	391	19	8.09
62	2	49.8	13.25	0.95	0.82	7.73	1.24	7.00	370	720	20	4.46
62	3	50.2	17.15	1.25	1.19	6.26	1.48	7.27	335	459	26	3.08
62	4	50.0	12.85	0.94	1.02	5.97	1.40	6.92	370	227	19	4.00
63	1	47.0	14.60	1.16	0.90	10.59	1.46	7.74	143	94	29	4.82
63	2	48.4	15.60	1.16	1.03	6.93	1.38	4.99	135	117	28	5.99
63	3	49.6	15.30	1.11	0.96	9.39	1.84	5.37	189	292	24	3.44
63	4	47.4	11.70	0.94	0.82	5.34	1.26	6.21	100	103	16	4.26
64	1	49.7	15.30	1.08	0.83	11.36	1.10	8.19	138	94	21	3.50
64	2	50.0	14.50	1.00	1.17	7.01	1.68	8.18	90	13	28	4.66
64	3	50.0	14.65	0.96	0.81	6.48	1.09	5.98	172	39	32	3.21
64	4	50.2	13.10	0.90	0.91	5.51	1.81	6.21	119	21	25	2.69
65	1	49.6	9.30	0.82	0.82	4.08	2.12	7.68	52	353	15	2.78
65	2	49.0	12.35	0.85	0.84	10.47	2.04	5.47	97	884	26	5.10
65	3	49.9	14.10	0.90	0.97	5.76	1.64	5.59	210	267	17	7.40
65	4	50.2	12.00	0.92	0.61	4.12	1.12	6.42	161	367	20	5.42
66	1	50.2	13.35	0.87	0.80	6.22	1.43	4.05	320	747	20	2.53
66	2	49.7	12.80	0.87	0.80	7.07	1.36	4.18	207	478	19	3.24
66	3	49.9	12.95	0.84	0.78	6.49	2.45	4.00	312	755	15	3.67
66	4											
67	1	50.0	13.70	0.92	0.76	3.81	1.34	4.39	168	843	26	4.87
67	2	49.5	11.50	0.97	0.89	5.07	1.21	5.28				4.51
67	3	49.2	11.50	0.82	0.73	8.49	2.33	4.42	192	2504	34	2.26
67	4											
68	1	48.4	14.00	1.08	1.00	9.02	1.43	3.96	319	2326	21	3.32
68	2	49.2	15.30	1.16	1.01	9.87	1.14	3.41	117	1751	15	2.69
68	3	49.4	14.10	0.98	1.10	7.86	1.83	5.18	274	909	11	5.47
68	4	48.0	11.70	1.05	1.17	8.60	1.46	6.66	108	2141	24	2.55
69	1	49.6	9.50	0.87	0.97	7.01	1.56	8.17	170	28	24	1.72
69	2	49.7	9.40	1.07	0.78	11.56	1.12	3.33	193	31	22	6.32
69	3	50.3	10.50	0.87	0.60	6.76	1.44	4.21	224	26	25	2.69
69	4											
70	1	49.1	12.60	0.82	0.76	8.31	3.66	5.76	195	979	35	2.81
70	2	49.8	17.00	1.07	1.02	6.53	2.69	3.78	222	1044	18	3.73
70	3	49.0	15.50	0.99	0.84	10.09	2.50	7.61	514	305	29	3.63
70	4	48.7	14.20	0.87	0.68	10.15	2.76	5.22	170	1799	26	5.81

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
71	1	50.4	18.50	1.06	1.04	7.61	2.05	4.62	241	601	40	3.40
71	2	49.8	12.70	0.76	0.76	7.14	2.33	6.35	230	798	23	3.08
71	3	49.8	15.75	0.96	0.86	6.35	1.55	5.42	365	352	39	5.22
71	4	49.5	15.90	0.97	0.81	6.13	1.99	8.58	388	711	21	5.97
72	1	48.7	15.00	1.06	1.29	11.24	2.32	6.67	345	530	44	4.69
72	2											
72	3											
72	4											
73	1											
73	2	50.1	13.40	1.16	1.07	5.17	1.59	9.73	179	347	25	2.20
73	3	50.0	10.75	0.87	1.01	3.74	1.58	7.71	192	100	21	2.34
73	4											
74	1	49.5	16.35	1.04	1.28	9.95	1.62	4.27	145	571	39	5.35
74	2	49.7	15.30	1.10	1.00	9.72	2.31	4.88	157	1248	18	3.40
74	3	50.1	14.70	1.01	1.07	5.84	1.13	6.24	144	818	48	3.72
74	4	48.8	15.80	0.89	0.76	6.00	1.07	6.37	176	695	25	3.55
75	1	50.0	14.10	1.15	0.72	6.03	1.61	7.99	235	970	33	3.58
75	2	50.1	14.00	1.06	1.01	6.22	1.75	4.84	385	1052	24	3.49
75	3	49.9	12.60	1.04	0.66	7.08	1.48	6.43	383	794	25	3.69
75	4	50.1	13.20	0.96	0.80	5.18	2.06	6.03	433	937	23	3.82
76	1	49.5	13.40	0.94	0.75	5.60	2.72	3.32	196	1622	27	5.73
76	2	49.0	13.40	1.02	0.74	6.72	2.70	3.56	289	2666	34	4.35
76	3	49.9	9.80	0.82	0.89	5.99	2.49	4.06	160	2860	25	1.42
76	4	49.5	12.30	0.85	0.67	4.78	2.27	3.14	283	1805	35	7.76
77	1	49.5	15.60	1.17	0.59	5.59	1.87	6.10	1104	1229	32	4.37
77	2	50.0	18.20	1.32	0.83	8.19	1.26	5.64	628	738	34	4.39
77	3	49.8	16.10	1.12	0.74	9.43	2.02	5.92	423	640	31	4.19
77	4	50.0	15.60	1.16	0.88	5.53	1.60	7.57	762	426	28	8.06
78	1	49.6	11.80	0.90	0.73	7.72	1.15	5.18	197	1790	31	4.99
78	2	49.3	11.95	0.83	1.03	5.74	1.22	8.33	223	1367	22	3.40
78	3	49.7	11.15	0.79	0.64	6.85	1.41	6.47	203	714	26	5.59
78	4	50.0	10.35	0.86	0.71	4.25	1.55	5.97	239	623	20	5.32
79	1	50.5	11.95	1.09	0.69	5.13	1.74	3.20	367	637	34	4.92
79	2	50.6	11.35	0.86	0.87	7.22	2.23	3.31	352	455	24	6.32
79	3	49.7	10.95	0.93	1.10	4.72	1.99	5.55	215	688	29	4.51
79	4	49.4	13.40	1.06	1.64	7.05	2.12	5.38	495	496	33	5.33
80	1	50.1	12.30	0.83	0.86	7.09	1.77	5.66	285	544	29	7.05
80	2	50.9	13.60	0.90	0.88	5.77	1.42	8.44	255	409	15	3.20
80	3	50.6	10.90	1.04	0.89	3.99	1.14	5.83	210	661	24	6.58
80	4	50.0	15.25	1.02	0.62	6.51	1.44	6.62	258	899	26	3.46

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
81	1	49.6	11.40	1.10	1.11	6.73	2.24	9.16	246	148	24	0.97
81	2											
81	3											
81	4											
82	1	50.8	9.85	0.93	0.82	3.85	1.31	9.01	144	60	22	1.85
82	2	50.4	8.50	0.71								1.07
82	3											
82	4											
83	1	49.7	12.25	0.94	1.07	8.28	1.39	4.56	376	956	36	12.20
83	2	49.1	16.25	1.02	1.08	9.42	2.14	5.11	207	826	26	8.61
83	3	50.5	12.55	0.88	0.95	5.19	1.35	8.21	144	380	21	9.25
83	4	50.1	11.85	0.89	0.71	6.85	1.98	4.15	141	465	32	6.47
84	1	48.9	11.80	0.79	0.77	7.07	1.60	4.65	321	869	26	3.29
84	2	50.5	12.50	0.80	1.21	4.24	1.89	5.15	174	286	26	2.09
84	3	50.5	13.65	1.04	0.86	4.28	1.99	2.93	277	331	29	2.67
84	4											
85	1	50.7	16.50	1.27	0.88	3.85	1.44	6.87	214	264	25	5.21
85	2	50.3	11.95	0.95	0.87	4.03	1.59	6.09	153	404	24	6.56
85	3	51.0	11.60	0.84	0.97	5.79	2.05	7.71	256	454	26	6.01
85	4	50.6	13.60	1.05	0.89	4.47	1.60	9.52	261	271	27	5.04
86	1	49.8	14.35	1.06	0.99	6.92	1.56	8.34	262	291	31	3.66
86	2	50.3	14.50	1.17	1.08	5.55	1.91	6.56	431	553	31	3.64
86	3	49.8	13.75	1.02	0.91	8.02	1.71	5.53	179	707	28	4.80
86	4	49.6	15.45	1.14	0.97	9.35	1.82	7.38	258	868	33	5.45
87	1	50.1	13.40	0.92	1.10	4.40	1.19	6.78	224	549	30	6.64
87	2	50.4	13.85	1.14	0.91	8.17	1.34	5.46	226	1216	27	4.70
87	3	50.1	12.20	1.00	0.88	5.45	1.31	7.43	247	768	20	5.13
87	4	50.1	14.30	1.27	0.85	7.81	1.88	6.36	219	715	28	5.80
88	1	49.9	13.60	1.18	0.66	6.20	1.18	9.35				7.11
88	2	49.9	13.10	0.95	0.73	4.80	0.82	7.94	403	568	32	5.39
88	3	48.6	11.30	0.97	0.70	5.20	1.19	8.04	151	996	27	8.82
88	4	49.9	13.20	0.92	0.71	5.02	1.50	5.12	453	595	26	7.03
89	1	49.8	13.35	0.90	0.82	6.20	1.33	7.06				6.80
89	2	49.9	15.20	1.08	0.82	6.39	2.02	5.85	232	579	22	4.35
89	3	50.2	13.05	0.95	0.75	5.10	1.25	6.92	252	738	26	4.27
89	4	49.3	11.00	0.91	0.72	7.28	2.05	6.01				2.20
90	1	49.6	15.45	1.09	0.96	6.39	1.47	5.85	220	794	21	5.40
90	2	50.2	14.25	0.93	0.91	4.22	1.32	5.88	239	781	22	11.26
90	3	49.5	13.60	0.95	0.79	5.70	2.15	6.45	296	581	20	7.81
90	4	49.2	11.95	0.89	0.57	5.45	1.51	5.72	359	566	22	4.72

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
91	1	50.3	15.00	1.03	0.77	6.27	1.65	6.48	187	559	32	5.08
91	2	49.9	14.95	1.05	0.89	6.49	2.10	7.49				5.89
91	3	49.5	11.00	0.89	0.88	5.90	1.14	7.94	217	589	30	4.79
91	4	50.0	12.60	0.99	0.79	8.14	1.71	6.85	153	362	23	12.92
92	1	49.6	12.20	1.00	0.80	4.70	1.73	8.74	295	604	25	3.01
92	2	49.5	11.30	1.11	0.83	7.38	1.24	6.95	256	724	25	4.80
92	3	49.8	12.50	1.04	0.71	5.63	1.18	7.09	238	632	18	4.87
92	4	49.6	14.00	1.00	1.13	7.50	1.36	6.65	298	729	38	5.73
93	1	49.8	12.20	0.93	0.99	7.55	1.50	7.43	256	287	27	5.08
93	2	51.3	12.70	0.92	0.78	4.68	1.35	5.37	211	260	22	11.64
93	3	51.1	14.30	1.02	0.82	5.87	1.57	6.16	203	325	28	4.02
93	4	50.7	13.50	1.13	1.03	4.39	1.23	6.34	242	452	24	5.23
94	1	49.8	15.40	1.13	1.01	8.86	1.98	5.82	315	648	28	12.02
94	2	50.9	14.90	1.02	1.29	4.47	1.41	5.16	336	389	31	12.03
94	3	51.0	15.25	1.06	0.74	5.70	0.97	4.84	315	684	26	11.74
94	4	50.4	14.15	1.05	0.95	5.42	1.58	5.77	261	804	21	15.09
95	1	49.6	13.05	0.98	0.74	6.51	1.53	8.14	130	1021	15	6.19
95	2	49.3	13.50	0.92	0.62	6.42	1.79	3.58	335	1642	22	6.07
95	3	49.5	14.00	1.21	0.65	4.36	1.29	8.21	271	1634	24	4.27
95	4	50.0	13.20	1.01	0.68	4.70	1.39	6.52	207	994	18	5.95
96	1	49.2	14.95	1.07	0.95	11.45	1.92	2.91	297	366	17	4.94
96	2	49.4	16.30	1.32	1.20	6.83	1.23	8.06	269	521	24	3.82
96	3	49.0	16.20	1.48	0.97	10.11	1.70	6.37	340	469	22	7.61
96	4											
97	1	50.3	11.90	0.89	0.64	6.49	2.14	6.41	307	73	18	2.34
97	2	50.9	11.40	0.85	0.75	5.44	2.49	10.17	124	22	20	1.84
97	3	50.6	10.70	0.83	0.62	5.57	2.12	8.37	190	57	17	2.28
97	4	50.5	11.70	1.27	0.69	6.07	2.62	5.73	255	43	12	2.31
98	1	50.7	13.25	0.96	0.83	6.94	1.70	5.33	150	178	18	2.28
98	2											
98	3											
98	4											
99	1	50.5	15.00	1.28	1.64	1.83	0.91	11.58	40	75	37	0.53
99	2											
99	3											
99	4											
100	1	49.0	16.65	1.36	1.68	3.31	2.06	8.77	69	103	23	3.46
100	2	49.2	24.80	1.76	1.88	3.17	1.21	10.68	75	162	34	1.11
100	3	49.4	22.50	1.83	2.30	3.20	2.39	11.31	72	65	44	1.54
100	4											

Punto	Árbol	C (%)	N	S	P	Ca	Mg	K	Fe	Mn	Zn	Masa 100 (g)
			g/kg						mg/kg			
101	1	51.7	14.30									4.02
101	2	50.3	14.55	0.90	1.03	5.37	1.19	6.51	253	156	13	2.68
101	3	49.8	12.40	0.94	1.35	5.68	1.48	6.63	242	448	21	4.27
101	4											
102	1	49.2	17.60	1.15	1.55	5.24	1.82	7.57	444	598	35	1.97
102	2	49.1	10.70	0.78	0.86	7.68	2.44	6.61	212	635	20	2.17
102	3	50.3	13.70	1.07	1.43	4.77	1.61	10.28	105	206	17	1.60
102	4											
103	1	50.6	13.10	1.31	1.15	3.92	1.20	8.05	80	1192	28	6.38
103	2											
103	3											
103	4											